



Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

FØJO

Naturkvalitet i økologisk jordbrug

Knud Tybirk og
Hugo Fjelsted Alrøe (Red.)

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Formålet med FØJO er at koordinere den økologiske jordbrugsforskning i Danmark med henblik på at sikre optimalt udbytte af de ressourcer, som afsættes til forskning. Centret skal bidrage til, at der bliver udført forskning af høj kvalitet og på et internationalt niveau med udgangspunkt i det økologiske jordbrugs idegrundlag og problemstillinger. Forskningen skal bidrage til en videreudvikling af det økologiske jordbrug for derved at forøge omstillingsmulighederne fra traditionel til økologisk jordbrugsproduktion med hensyn til økonomiske, økologiske og sociale aspekter.

FØJO er et "forskningscenter uden mure", hvor den forskningsfaglige kompetence udgøres af de forskere og institutioner, som deltager i centrets forskningsprogrammer. Forskerne bliver således i deres egne miljøer, men arbejder sammen på tværs af institutionerne. Samarbejdet omfatter ca. 100 forskere fra 15 forskellige forskningsinstitutioner.

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)
Foulum • Postboks 50 • 8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75 • Fax 89 99 12 00
E-mail: foejo@agrsci.dk
Hjemmeside: www.foejo.dk

Naturkvalitet i økologisk jordbrug

FØJO-rapport nr. 9
Udskrevet fra www.foejo.dk

Knud Tybirk og
Hugo Fjelsted Alrøe (Red.)

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug 2001

FØJO-rapport nr. 9/2001
Naturkvalitet i økologisk jordbrug

Redaktion

Knud Tybirk, Danmarks Miljøundersøgelser
Hugo Fjelsted Alrøe, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Forfattere

Knud Tybirk, Jesper Fredshavn, Hugo Fjelsted Alrøe, Pia Frederiksen, Rasmus Ejrnæs, Jørgen A. Axelsen, Vibeke Langer, Katrine Højring

Udgiver

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Udgivet

Januar 2001

Layout

Forside: Enggaardens Tegnestue

Indhold: Grethe Hansen, Forskningscenter for Økologiske Jordbrug

Fotos på omslag

E. Keller Nielsen

Tryk: Repro og Tryk, Skive

Papir: 90 g Cyklus print

Sidetæl: 86 pp.

ISSN: 1398-716X

Pris: 75,- kr. inkl. moms og forsendelse

Købes hos

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Foulum

Postboks 50

8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75, fax 89 99 12 00

E-mail: foejo@agrsci.dk

Forord

Flere af de senere års nationale handlingsplaner og strategier har økologisk jordbrug som virkemiddel til at forbedre miljø og natur. Samtidig har økologisk jordbrug en række målsætninger, der vedrører naturen. Der er således to begrundelser for at se på naturkvalitet i forbindelse med økologisk jordbrug: et samfundsmæssigt ønske om mere og bedre natur, og udvikling af økologisk jordbrug i henhold til dets egne målsætninger. På det grundlag er et af delmålene for den økologiske jordbrugsforskning i 2000 – 2005 (FØJO II) at frembringe viden om naturkvalitet.

Der er imidlertid mange forskellige opfattelser af hvad høj naturkvalitet er, og opfattelsen af naturkvalitet i økologisk jordbrug er måske forskellig fra den gængse opfattelse. Det har derfor været nødvendigt at udføre en vidensyntese inden igangsættelsen af egentlige forskningsprojekter i naturkvalitet. En vidensyntese går i korthed ud på at samle, analysere og diskutere den viden, der findes om et uafklaret og ofte omstridt emne, i forhold til de væsentligste synspunkter. Synspunkterne er repræsenteret af eksperter med forskellige baggrunde og opfattelser, og et væsentligt formål med en vidensyntese er at skabe en fælles forståelse med henblik på fremtidig forskning og udvikling af økologisk jordbrug. I et sådant arbejde danner diskussion og afklaring af underliggende opfattelser og værdier

en væsentlig forudsætning for de mere faglige diskussioner. Dette gælder ikke mindst for et område som naturkvalitet.

Det er derfor af stor betydning at ekspertgruppen sammensættes sådan, at de væsentligste synspunkter om emnet er repræsenteret. Vidensyntesen om naturkvalitet i økologisk jordbrug har omfattet eksperter inden for landskabsøkologi, botanisk økologi, jordbiologi, systemanalyse, bedriftsudvikling, agroøkologi, landskabsæstetik og økologisk jordbrug. Formålet med vidensyntesen var *at udrede de forskellige opfattelser af naturkvalitet og at give forslag til indikatorer, der kan anvendes i udviklingen af økologisk jordbrug*. Det var endvidere et formål at identificere forskningsbehov og give forslag til fremtidige forskningsopgaver.

Denne rapport præsenterer det arbejde der er udført i vidensyntesen, og de resultater der er frembragt. Den videreudvikler således tidligere arbejde om naturindhold i økologisk jordbrug, som f.eks. beskrevet i FØJO-rapport nr. 3 fra 1999 om "Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug".

Forfatterne af rapporten og de øvrige eksperter, der har deltaget i vidensyntesen, takkes for deres bidrag.

*Erik Steen Kristensen
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
Januar 2001*

Indhold

Forord	3
Indholdsfortegnelse	5
Sammendrag	7
1 Baggrund og mål med rapporten	11
1.1 Videnssynesens baggrund og formål	11
1.2 Målsætninger om natur i økologisk jordbrug	12
1.3 Naturopfattelser i rapporten	14
1.4 Metode og procesbeskrivelse	15
1.5 Rapportens struktur	16
1.6 Referencer	16
2 Indikatorer i landbrugslandskabet	17
2.1 Hvorfor indikatorer?	17
2.2 Hvad er indikatorer?	17
2.3 Krav til indikatorer	18
2.4 Eksempler på indikatorsystemer	20
2.5 Landbrugsmiljøindikatorer: Typer og skala	23
2.6 Referencer	
3 Økologisk omlægning i regionalt perspektiv: Drivkræfter, processer og landskab	25
3.1 Introduktion	25
3.2 Ramme for identifikation af skala og drivkræfter	26
3.3 Strukturelle processers påvirkning af landskabet	28
3.4 Kort rids af den senere udvikling i det konventionelle landbrug	29
3.5 PPT, den økologiske bedriftsform og landskabet	31
3.6 Vidensbehov	33
3.7 Referencer	33
4 Økologisk jordbrugs bidrag til naturbevarelse	37
4.1 Introduktion	37
4.2 Natursyn og hensyn	37
4.3 Internationale og nationale mål for naturbevarelse	38
4.4 Naturkvalitet og det økologiske landbrug	42
4.5 Bevarelse af unikke ressourcer	43
4.6 Implementering af naturbeskyttelse i Europa	44
4.7 Arealmæssig fordeling i landbruget	45
4.8 Samspil mellem dyrkede og udyrkede arealer	47
4.9 Fokuseret naturbevarelse og forvaltning i økologisk jordbrug	48
4.10 Vidensbehov	49
4.11 Referencer	50

5	Biologiske og produktionsmæssige hensyn på dyrkningsfladen og samspil med udyrkede habitater	55
5.1	Indledning.....	55
5.2	Biologisk mangfoldighed og økosystemfunktioner	56
5.3	Økologiske servicefunktioner	57
5.4	Landbrugslandskabet som levested.....	58
5.5	Habitatkvalitet i økologisk jordbrug	58
5.6	Tilgængeligheden af forskellige habitater i økologisk jordbrug.....	64
5.7	Vidensbehov	66
5.8	Referencer.....	68
6	Oplevelseskvaliteter ved økologisk jordbrug	73
6.1	Indledning.....	73
6.2	Rekreation.....	73
6.3	Æstetisk erfaring.....	74
6.4	Spørgsmål om æstetik og rekreation i økologisk jordbrug.....	77
6.5	Analysen af æstetisk kvalitet i det økologiske jordbrugslandskab.....	77
6.6	Værdier og præferencer relateret til det økologiske jordbrugslandskab	78
6.7	Formidling af mål og værdier gennem landskabet.....	79
6.8	Indikatorer for og forvaltning af landskabet med økologisk produktion	79
6.9	Vidensbehov	80
6.10	Referencer.....	80
7	Forslag til vidensopbygning under FØJO omkring naturkvalitet i økologisk jordbrug	83
7.1	Baggrund.....	83
7.2	Vidensbehovet.....	84
7.3	Paraplyprojekt: Naturkvalitet i økologisk jordbrug.....	85

Sammendrag

Udviklingen i jordbruget mod en mere intensiveret jordbrugsdyrkning har ført til en generel forarmelse af den biologiske og strukturelle mangfoldighed i landbrugslandskabet. Dyrkningsmetoderne i økologisk jordbrug vender på mange måder denne udvikling, og udbredelsen af økologisk jordbrug giver derfor, potentielt set, muligheder for en rigere natur. Der er dog kun en begrænset viden om, hvad økologisk drift betyder for natur og landskab, og hvilken sammenhæng der er mellem de økologiske regler og naturkvalitet. Men økologisk jordbrug har en række målsætninger, der vedrører forholdet mellem menneske og natur: Naturen betragtes som en helhed med sin egen værdi; mennesket har et moralsk ansvar for at drive jordbruget sådan, at kulturlandskabet udgør en positiv del af naturen; jordens naturlige frugtbarhed skal bevares; der skal tages størst muligt hensyn til natur og miljø; og det skal sikres at alle levende organismer, som jordbrugeren arbejder med, bliver forbundsfæller. Der er således to begrundelser for at se på naturkvalitet i forbindelse med økologisk jordbrug: et samfundsmæssigt ønske om mere og bedre natur, som økologisk drift forventes at kunne bidrage til, og økologisk jordbrugs egne målsætninger i forhold til naturen. På det grundlag er et af delmålene for den økologiske jordbrugsforskning i 2000 – 2005 (FØJO II) at frembringe mere viden om naturkvalitet.

Der er imidlertid mange forskellige opfattelser af, hvad høj naturkvalitet er – såsom f.eks. biologisk mangfoldighed, vild og uberørt natur, velfungerende økosystemer, eller æstetisk

tiltalende landskaber – og opfattelsen af naturkvalitet i økologisk jordbrug er måske forskellig fra den gængse opfattelse. Det har derfor været nødvendigt at udføre en vidensyntese inden igangsættelsen af egentlige forskningsprojekter i naturkvalitet. En vidensyntese går i korthed ud på at samle, analysere og diskutere den viden, der findes om et uafklaret og ofte omstridt emne, i forhold til de væsentligste synspunkter. Synspunkterne repræsenteres som oftest af eksperter med forskellige baggrunde og opfattelser, og et væsentligt formål med en vidensyntese er at skabe en fælles forståelse med henblik på anvendelse i udviklingen af økologisk jordbrug.

Vidensyntesen om naturkvalitet i økologisk jordbrug havde som formål *at udrede de forskellige opfattelser af naturkvalitet og at give forslag til indikatorer, der kan anvendes i udviklingen af økologisk jordbrug*. Det var endvidere et formål at identificere forskningsbehov og give forslag til fremtidige forskningsopgaver. Denne rapport præsenterer det arbejde der er udført i vidensyntesen, og de resultater der er frembragt. På grund af den begrænsede tid har det ikke været muligt at give direkte forslag til indikatorer for naturkvalitet, men gruppen har haft dette mål for øje. Valg af indikatorer forudsætter både målsætninger og viden om årsagssammenhænge, og vidensyntesen har tilvejebragt et godt udgangspunkt for den fremtidige forskning på området.

Vidensyntesens baggrund, formål og metode er nærmere beskrevet i kapitel 1, der også skitserer de forskellige naturopfattelser og hen-

syn, der inddrages i rapporten. Arbejdet i ekspertgruppen har omfattet dybtgående diskussioner af forskningsemner i forhold til forskellige opfattelser af naturkvalitet. Bag ved de forskellige opfattelser af naturkvalitet ligger dybere forskelle i naturopfattelse eller natursyn, og forskelle i de hensyn, der inddrages. Gruppen har søgt at sikre, at alle de relevante hensyn inddrages, ved at arbejde ud fra en bred og nuanceret forståelse af naturkvalitet, der ud over de biologiske hensyn også inddrager de produktionsmæssige og de rekreative og æstetiske hensyn. Og som et led i at skabe gensidig forståelse arbejdes der i videnssynet eksplicit med forskellige naturopfattelser, der her karakteriseres som: jordbrugerens natursyn og naturhistorikerens natursyn – to modsatrettede syn, der begge ser mennesket som adskilt fra naturen – samt et systemøko-logisk natursyn, der ser mennesket som en integreret del af naturen.

Kapitel 2 og 3 introducerer henholdsvis indikatorer og drivkræfter i landbrugslandskabets udvikling. Disse kapitler giver som selvstændige emner et grundlag for videre forskning, men de udgør også et grundlag for videnssynets øvrige kapitler. Indikatorer er målestørrelser, der anvendes til vidensformidling og beslutningstagning af forskellige aktører i forhold til givne målsætninger. I forbindelse med landbrug og miljø kan aktørerne være både politikere og landmænd. Der gives i kapitel 2 en oversigt over forskellige indikatorsystemer for årsagssammenhænge inden for landbrugs- og miljøområdet. Overordnet kan man skelne mellem indikatorer for handlinger eller påvirkninger (fx pesticidforbrug, behandlingshyppighed), og tilstandsindikatorer (fx pesticid i grundvandet), men indikatorsystemerne opererer også med bagvedliggende drivkræfter og efterfølgende effekter og respons i samfundet. Beslutningstagerens målsætning om naturkvalitet knytter sig direkte til tilstande i natur og landskab, men det er ofte lettere at måle og

forandre handlinger og påvirkninger, og derfor ligger vægten i indikatorsystemerne ofte på påvirkningssiden.

Indikatorernes pålidelighed afhænger af, at de afspejler viden om årsagssammenhænge i landskabet som økologisk system, og kapitel 3 beskriver disse sammenhænge i forhold til skala og niveauer i landbrugslandskabets udvikling som en forudsætning for at kunne diskutere og operationalisere naturkvalitet i spil mellem naturgrundlaget og landbrugets påvirkninger. Drivkræfter for landbrugs- og landskabsforandringer opererer på flere forskellige niveauer: EU's landbrugspolitik, national lovgivning og politik, amternes arealplanlægning, og beslutninger om arealanvendelse og driftspraksis på bedriftsniveau. Den begrænsede viden, der foreligger om det økologiske jordbrugs påvirkning af landskabet, ser hovedsagelig på landskabsstrukturen på bedriftsniveau, mens konsekvenserne i en større landskabssammenhæng ikke er belyst. Således er der mangler i grundlaget for at diskutere det økologiske jordbrugs betydning for landskabets udvikling og kvalitet og hermed for dets eventuelle potentiale i aktiv landskabsplanlægning. Ligeledes mangler der viden om den tidlige udvikling på de økologiske bedrifter og i den økologiske driftsform. Dels fordi de økologiske bedrifters produktion og arealanvendelse til en vis grad afspejler arealanvendelsen før omlægningen, og dels fordi udvikling i driftspraksis, som eksempelvis gennem samarbejder, må antages at påvirke landskabets udvikling.

Kapitel 4 og 5 omhandler, med udgangspunkt i henholdsvis de udyrkede og de dyrkede arealer, emner, som de biologiske discipliner traditionelt har forstået som naturmæssige aspekter. Kapitel 4 giver således en introduktion til de primært biologiske hensyn, der ligger bag internationale og nationale tiltag for at bevare den biologiske mangfoldighed, ud fra et na-

turhistorisk natursyn. Bekymringen for klodens biologiske mangfoldighed er tæt knyttet til en voksende generel usikkerhed om, hvorvidt naturgrundlaget vil kunne klare den stigende intensitet i jordbruget. Biologisk mangfoldighed diskuteres i kapitlet i relation til en naturhistorisk forståelse af naturkvalitet, der også indebærer, at den biologiske integritet beskyttes. Biologisk integritet beskrives ved fire kriterier: vildhed, kontinuitet, oprindelighed og autenticitet. Specielt "vildhed" og "kontinuitet" er relevante inden for jordbruget. Herved inkluderes naturens processer i bedømmelse af naturkvalitet ud over den biologiske mangfoldighed. Den robuste og vidt udbredte natur i agerlandet er ikke truet af tilbagegang eller udryddelse i et meget intensivt dyrket landskab som det danske. Derimod er den vilde og ukontrollerede natur generelt blevet meget mere sjælden, og derfor højt værdsat, som følge af at landskabet enten er opdyrket eller påvirket af forurening fra landbrug og industri. De betingelser, der skal til for at naturlige arter og biologiske processer kan eksistere, findes især på de små arealer i agerlandet, der ikke dyrkes. Arealmæssigt fylder det ikke meget, men der er stor bevarelsesmæssig interesse knyttet til netop disse refugier for den vilde natur i det kontrollerede landskab. Der er naturligvis også et samspil mellem de udyrkede og dyrkede arealer i et landskab, og denne kombination af levesteder er væsentlig for mange større, mobile organismer, som pattedyr og fugle. Dette samspil kan give både positive og negative konsekvenser for jordbrugsproduktionen, og det er vigtigt at indarbejde dette i den rolle, økologisk jordbrug kan få i bevarelsen, beskyttelsen og integrationen af natur i et funktionelt integreret, bæredygtigt produktionssystem.

Kapitel 5 omhandler naturindholdet på dyrkningsfladen og samspillet med de tilstødende arealer. Naturindholdet på de dyrkede arealer er langt overvejende almindelige arter, men

der er ikke tvivl om, at dyrkningsfladen på økologiske brug har et større naturindhold end på konventionelle brug. Dette gælder for både jordbundens organismer og mange overjordisk levende dyre- og plantearter. Der er heller ikke megen tvivl om, at den økologiske landmand har gavn af de "økologiske serviceydelser", økosystemet har at tilbyde. Der er derimod ikke enighed i den videnskabelige litteratur om, hvorvidt en forøget biodiversitet fremmer økosystemets funktion og hermed også "de økologiske serviceydelser". Naturindholdet påvirkes af markernes kvalitet som levested (habitat) og af placeringen og tætheden af småbiotoper, halvkulturer og andre udyrkede arealer. De økologiske markers kvalitet som levested afhænger af sædskiftet, afgrøderne, tilførsel af organisk stof og jordbearbejdning. Hvorvidt placering og tæthed af tilstødende habitattyper er anderledes på økologiske end på konventionelle bedrifter, eller om dette først og fremmest afhænger af brugstype og naturgivne forhold, er dårligt belyst. Der er dog engelske undersøgelser, der peger på, at økologiske brug har en større variation i habitater end konventionelle brug, og at disse habitater udsættes for færre forstyrrelser som følge af drift og pleje. Der er derfor behov for dels at undersøge naturpraksis på økologiske bedrifter, dels at undersøge konkrete dyrkningsfaktorerers konsekvenser for naturindholdet, med særlig fokus på økologiske servicefunktioner.

Denne rapport's kapitel 6 belyser de oplevelsesmæssige hensyn, som kan føjes til de biologiske og de produktionsmæssige hensyn, der traditionelt har domineret billedet, når der diskuteres naturkvalitet i relation til økologisk jordbrug. Oplevelsen af naturen er centralt for de fleste "brugere" af natur. Landskabets oplevelsesmæssige kvalitet består dels i de typer af sansemæssige erfaringer, landskabet tilbyder, dels i de typer af friluftsmæssig udfoldelse, det giver rum til. Forskellige typer af

anvendelse og forvaltning af ressourcen landskab/natur skaber forskellige oplevelsesmuligheder. Antagelig afspejler også økologisk jordbrugs særlige værdisæt og metoder sig i landskabet, men der findes i dag ingen viden om, hvilke oplevelseskvaliteter dette eventuelt bidrager med, og hvorledes det særlige værdisæt afspejles som oplevelseskvaliteter i landskabet. Økologisk jordbrug er inde i en stærk udvikling både produktionsteknisk og strukturelt. Det er derfor også relevant at forholde sig til et fremtidigt økologisk jordbrugs mulige oplevelsesmæssige kvaliteter - som tilbud til forbrugere, der ikke kun konsumerer varer, men også oplevelser.

Slutteligt opsummerer kapitel 7 de vidensbehov, der er afdækket gennem videnssyntesen.

Kapitlet beskriver endvidere omridset af et forskningsprojekt, som vil kunne styrke vidensgrundlaget for at bedømme naturkvalitetsmæssige aspekter af økologisk jordbrug. Projektet skal belyse sammenhængen mellem forskellige økologiske driftsstrategier og naturkvaliteten på og uden for dyrkningsfladen samt udpege indikatorer for sådanne sammenhænge. Herunder vil sammenhængen mellem bedrifternes lokalisering, naturgrundlaget og drivkræfterne bag udviklingen blive belyst. Projektet vil på baggrund heraf bidrage med viden, som kan danne et forbedret grundlag for at kunne forudsige konsekvenserne for naturen og de æstetiske/rekreative potentialer i landskaber, der i større omfang omlægges til økologisk jordbrug.

1 Baggrund og formål med rapporten

Jesper Fredshavn¹⁾, Knud Tybirk¹⁾ & Hugo F. Alrøe²⁾

¹⁾ Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Landskabsøkologi

²⁾ Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

En intensiveret jordbrugsdyrkning med øget brug af hjælpestoffer og en effektiv bekæmpelse af skadedyr og ukrudtsplanter har medført en indskrænkning af den økologiske bredde på landbrugsarealerne. Når dertil lægges effekten af landbrugets strukturændringer med større og mere ensartede marker og færre afgrøder i sædskiftet, har konsekvensen været en generel forarmelse af den biologiske mangfoldighed i landbrugslandet. Økologisk jordbrug er interessant i denne sammenhæng, da dyrkningsmetoderne på mange felter vender denne udvikling og dermed potentielt set øger mulighederne for en rigere natur.

Økologisk jordbrug forbindes ofte med landbrugssystemer med et højt naturindhold. Der er imidlertid mange forskellige opfattelser af, hvad der karakteriserer et højt naturindhold og en høj naturkvalitet. Naturkvalitet karakteriserer naturelementerne på lokalt og regionalt niveau, med henblik på at beskrive den aktuelle naturtilstand og opstille relevante mål for den ønskede naturtilstand. Naturelementer er i denne forbindelse både de arter og organismer, der bidrager til den biologiske mangfoldighed, deres levesteder og de fysiske strukturer og oplevelsesmuligheder, der udgør landskabet som helhed. Endnu er der ikke udviklet en fælles forståelse af begrebet naturkvalitet, hverken i det konventionelle eller det økologiske jordbrug. Der er imidlertid en generel opfattelse af, at naturkvalitet omfatter en række hensyn, der i sidste ende kan vægtes forskelligt, afhængigt af de formulerede mål. Der er således behov for en afklaring af, hvordan begrebet naturkvalitet kan anvendes i forbin-

delse med økologisk jordbrug og hvilke opfattelser og hensyn, der er relevante at inddrage i begrebet.

Der er endvidere behov for at skabe overblik over relevante indikatorer for naturkvalitet. Indikatorerne kan dels beskrive handlinger eller tiltag, der gøres for at forbedre naturkvaliteten (handlingsindikatorer), og dels kan de beskrive effekten heraf, idet de beskriver den givne tilstand i forhold til det ønskede (tilstandsindikatorer). Ved at følge udviklingen i alment accepterede indikatorer kan økologiske jordbrugere dokumentere de hensyn til naturen, der allerede indgår som en integreret del af deres dyrkningsgrundlag. Dokumentationen af naturkvaliteten på økologiske ejendomme og i et økologisk dyrket landskab har stor betydning, da flere af de senere års nationale handlingsplaner og strategier (fx Pesticidhandlingsplan 2, Vandmiljøplan 2, 10-punktsstrategien til beskyttelse af grundvand og drikkevand samt Strategi for bevaring af den biologiske mangfoldighed i Danmark) har fremme af økologisk jordbrugsproduktion som virkemiddel med en forventet positiv effekt på miljø og natur. Derudover har naturkvalitet betydning i markedsføringen af økologiske produkter, da Landsforeningen Økologisk Jordbrug har som en del af sit avlsgrundlag at tage mest muligt hensyn til natur og miljø og sikre sig, at produktionen er forbundsfælle med de planter og dyr, der indgår i produktionssystemet (Strukturdirektoratet, 1999). Samtidig kan indikatorer for naturkvalitet være et værdifuldt beslutningsstøtte-

redskab i den videre udvikling af det økologiske jordbrug.

1.1 Videnssynthesens baggrund og formål

I september 1999 indkaldte Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO) interessetilkendegivelser fra forskere og forskningsmiljøer, der var interesserede i at deltage i den økologiske jordbrugsforskning 2000 – 2005 (FØJO II). Målet for FØJO II er at frembringe viden, der kan understøtte øget produktion og større sammenhæng mellem indre og ydre kvalitet i økologiske fødevarer. Og et af delmålene er at frembringe viden om naturkvalitet (alsidighed, mangfoldighed og harmoni i primærproduktionen) som en af de indre kvaliteter i økologiske produkter. Der blev indsendt 16 interessetilkendegivelser om naturkvalitet på bedrifts- og regionsniveau. Tilkendegivelserne afspejlede en række forskellige naturopfattelser og interessesfærer, og afsloredede en stor bredde i opfattelsen af, hvad der karakteriserer et højt naturindhold, og hvad der er god naturkvalitet i relation til økologisk jordbrug.

Med den bredde i naturopfattelse var det ikke muligt umiddelbart at igangsætte veldefinerede forskningsprojekter uden en afklarende diskussion og definition af centrale begreber. På denne baggrund nedsatte FØJO's bestyrelse og brugerudvalg en videnssynthesegruppe med følgende formål:

- *at udrede de forskellige opfattelser af naturkvalitet og at give forslag til indikatorer, der kan anvendes i udviklingen af økologisk jordbrug.*

En videnssynthese omfatter analyser og diskussioner af den viden, der findes om et uafklaret og ofte omstridt emne, i forhold til de væsentligste synspunkter. (Videnssynthesens metode er nærmere beskrevet nedenfor). En stor del af

arbejdet i videnssynthesen har derfor været diskussioner af forskningsemner i forhold til forskellige opfattelser af naturkvalitet, og denne rapport fokuserer på at binde eksisterende viden sammen til en helhedsbetragtning, der afspejler bredden i disse opfattelser.

Det har endvidere været et formål for videnssynthesen at identificere forskningsbehov og give forslag til fremtidige forskningsopgaver.

1.2 Målsætninger om natur i økologisk jordbrug

For at gennemføre en relevant videnssynthese om naturkvalitet i økologisk jordbrug er det vigtigt at tage udgangspunkt i de ideer og målsætninger om natur, der ligger i økologisk jordbrug.

Hovedideen i økologisk jordbrug er bæredygtighed. Formålsparagraffen i lov om økologisk jordbrugsproduktion starter med:

Økologisk jordbrug bygger på en målsætning om etablering af stabile og harmoniske driftssystemer, hvor produktionsmetoderne tilrettelægges således, at de enkelte driftsgrene kan integreres i et naturligt biologisk kredsløb i mark og stald.

Alle de økologiske foreninger i Norden har tilsluttet sig følgende beskrivelse af økologisk jordbrug (Strukturdirektoratet, 1999):

Med økologisk jordbrug forstås et selv bærende og vedvarende agroøkosystem i god balance.....I det økologiske jordbrug betragtes naturen således som en helhed med sin egen værdi, og mennesket har et moralsk ansvar for at drive jordbruget således, at kulturlandskabet udgør en positiv del af naturen.

Og Landsforeningen for Økologisk Jordbrug (LØJ) angiver følgende målsætninger, der vedrører miljø og natur, i sine "Avlsregler" (se f.eks. Strukturdirektoratet, 1999):

- *Arbejde så meget som muligt i lukkede stofkredsløb og benytte stedlige ressourcer*
- *Bevare jordens naturlige frugtbarhed*
- *Undgå alle former for forurening, som måtte hidrøre fra jordbrugsmæssig praksis*
- *Fremme en dyrkningsmæssig praksis, som tager størst muligt hensyn til miljø og natur*
- *Reducere jordbrugets forbrug af ikke-fornybare ressourcer, herunder fossile brændstoffer, til et minimum*
- *Gøre alt, hvad der er muligt, for at sikre, at alle levende organismer lige fra mikroorganismer til planter og dyr, som jordbrugeren arbejder med, bliver forbundsfæller*

I forhold til de miljømæssige aspekter har disse målsætninger udmøntet sig i en række specifikke lovregler, bl.a. om fravær af pesticider og handelsgødning, begrænsninger i husdyrholdet og i de ikke-fornybare ressourcer. I forhold til de naturmæssige aspekter er der, bortset fra de ovennævnte hensigtserklæringer, ingen specifikke lovregler, der sikrer tilstedeværelsen af vilde dyr og planter eller deres levesteder på den økologiske bedrift. Det er altså op til de økologiske foreninger at definere, hvad der skal forstås ved "naturen som en helhed med sin egen værdi" og "at kulturlandskabet udgør en positiv del af naturen". Og det er i høj grad den enkelte jordbrugers eget ansvar at føre disse ideer ud i praksis.

De økologiske jordbrugeres målsætning om at lade kulturlandskabet udgøre en positiv del af naturen tilgodeser foruden de rent produktionsmæssige interesser også de biologiske aspekter såvel som de æstetiske og rekreative aspekter. Samspillet mellem kultur- og kulturlandskabet udgør fundamentet for den økologiske jordbrugsproduktion. I dette samspil er der både gevinster for mennesket som bruger af landskabet i form af den jordbrugsmæssige produktion og de æstetisk/rekreative oplevel-

ser, men også gevinster for naturen i relation til de hensyn der tages til de vilde dyr og planter og deres levesteder. Både på de kulturbetingede naturarealer, herunder de vedvarende græsningsarealer og småbiotoperne, og på de dyrkede marker med deres konstant ændrede livsvilkår er der vide rammer for at tilrettelægge en jordbrugsproduktion, der tager hensyn til de vildtlevende dyr og planter og samtidig opretholder de serviceydelser, som naturen forventes at give på et produktionsareal. Ofte vil det imidlertid være tilfældet, at en indsats i én retning vil tilgodese visse hensyn på bekostning af andre hensyn. Der er derfor behov for en større forståelse af, hvilke naturværdier forskellige økologiske driftsformer fremmer, og hvorledes det er muligt at tilrettelægge økologiske driftsformer, så de både giver en tilfredsstillende jordbrugsproduktion og tager de ønskede hensyn til naturen.

Mange, og heriblandt også danske, undersøgelser har påvist, at der generelt er større biologisk mangfoldighed på økologisk dyrkede bedrifter. De danske undersøgelser er kendetegnede ved at være udført på ældre økologiske brug, der endnu ikke har undergået den teknologiske udvikling og generelle specialisering, som kendetegner de senere tilkomne økologiske brug. Det er derfor uvist, om den iagttagede positive forskel til konventionelle bedrifter i relation til biologisk mangfoldighed også fremover vil være gældende. I løbet af videnssynthesen er der udgivet to internationale rapporter, som belyser og delvist reviewer den eksisterende viden om naturelementer i relation til økologisk jordbrug (Stolze et al. 2000, Azeez 2000). I 1999 udgav FØJO også oversigtsartikler omkring jordbund, biologi og naturindhold i økologisk jordbrug (Elmholt & Axelsen 1999, Reddersen 1999). Disse opgørelser er nyttige bidrag til at sammenstille viden, og nærværende rapport bygger bl.a. videre på disse arbejder.

1.3 Naturopfattelser i rapporten

Økologisk jordbrug er dybt funderet i en såkaldt systemisk eller økologisk naturopfattelse, hvor mennesket ses som en uadskillelig del af naturens kredsløb og processer. Målsætning og regler i økologisk jordbrug udspringer af et værdigrundlag og en naturopfattelse, som indebærer en særlig etik – en særlig måde at handle på over for naturen (Alrøe, 1999). Grundideen i dette natursyn er, at økosystemerne er skrøbelige og sårbare, og at vi kun har en begrænset viden om konsekvenserne af vore påvirkninger af naturen – og at man derfor i høj grad må tage udgangspunkt i tidligere tiders erfaringer. Dette giver sig udtryk i en forholdsvis radikal fortolkning af forsigtighedsprincippet, hvor man afstår man fra at anvende naturfremmede produkter som pesticider og genetisk modificerede afgrøder. Ud fra denne *systemiske naturopfattelse* bruges begrebet bæredygtighed i betydningen "funktionel integritet", hvor naturgrundlaget ses som en uadskillelig del af samfundets bæredygtighed (Alrøe & Kristensen, 2000). Over for dette taler man om det konventionelle jordbrugs opfattelse af bæredygtighed som en form for "ressourceregnskab", hvor der lægges vægt på ressourceforbrug og på produktion og fordeling af fødevarer, idet der fokuseres på forholdet mellem kendte input og output i de systemer, der betragtes. Bag ved denne tankegang ligger der en *distinktiv naturopfattelse*: mennesket opfattes grundlæggende som adskilt fra naturgrundlaget (Alrøe & Kristensen, 2000). Den gode natur er, set fra en jordbrugsmæssig synsvinkel, den kontrollerede, velordnede og kultiverede natur, der primært tjener til at give mad på bordet. Dette benævnes i rapporten som *jordbrugerens natursyn*.

Den distinktive naturopfattelse har dog også fostret en ganske anden tilgangsvinkel til naturen. Med byernes vækst i 1900-tallet opstod det *naturhistoriske natursyn*, hvor naturen især

findes uden for jordbruget og tjener os til nydelse og spændende naturoplevelser som en påmindelse om, hvordan livet var før civilisationen. Dette natursyn fik større vægt efterhånden som færre og færre mennesker blev afhængige af jordbruget samtidig med, at mere og mere blev opdyrket, og at vild natur derfor blev særligt påskønnet ud fra naturhistoriske og friluftsmæssige interesser. Naturhistorikeren opfatter den gode natur som den skønne, vilde, autentiske og ukontrollerede natur, der er uberørt af menneskehånd. Både det naturhistoriske og jordbrugerens natursyn bygger altså på en distinktiv naturopfattelse, der skelner skarpt mellem menneske og natur. Men hvor den menneskeformede natur er værdifuld for jordbrugerens er den værdiløs for naturhistorikeren; og mens naturhistorikeren værdsætter den uberørte natur er denne værdiløs ud fra et jordbrugsmæssigt natursyn.

På tværs af disse tre natursyn (det systemøkologiske, naturhistorikeren og jordbrugerens) kan man diskutere forskellige hensyn, som man ønsker at tage i relation til natur og naturkvalitet i økologisk jordbrug. Her har det vist sig formålstjenligt i forhold til den eksisterende viden at opdele diskussionerne i henholdsvis *biologiske*, *produktionsmæssige* og *æstetiske/rekreative hensyn* (Tabel 1.1). Man kan altså diskutere forskellige hensyn ud fra det systemøkologiske natursyn osv., og på den måde har vi søgt at sikre, at de forskellige synspunkter og opfattelser inddrages i videnssynesen. Kapitel 4 diskuterer således de biologiske hensyn med udgangspunkt i et naturhistorisk natursyn og fokuserer derfor primært på arealer uden for dyrkningsfladen, kapitel 5 diskuterer samspillet mellem biologiske og produktionsmæssige hensyn på dyrkningsfladen ud fra et systemøkologisk natursyn, mens kapitel 6 diskuterer de æstetiske og rekreative hensyn.

Tabel 1.1 De forskellige natursyn og hensyn, der diskuteres i relation til naturkvalitet i økologisk jordbrug i rapporten

Natursyn		Hensyn		
		biologiske	produktionsmæssige	æstetiske/rekreative
distinktivt	naturhistorisk jordbrugsmæssigt			
systemisk	systemøkologisk			

1.4 Metode og procesbeskrivelse

En vidensyntese omfatter analyser og diskussioner af den eksisterende viden om et uafklaret, og ofte omstridt, tværfagligt emne. Vidensyntesen finder sted i et forum af eksperter inden for forskellige områder, og det er af stor betydning, at ekspertgruppen sammensættes sådan, at de væsentligste synsvinkler på emnet er repræsenteret. Vidensyntesen om naturkvalitet har således omfattet eksperter inden for landskabsøkologi, botanisk økologi, jordbiologi, systemanalyse, bedriftsudvikling, agroøkologi, landskabsæstetik og økologisk jordbrug. Vidensyntesen resulterer i en rapport, der formidler resultaterne til en bredere kreds, men den læring og udvikling af en gensidige forståelse, der sker i ekspertgruppen, er også et væsentligt resultat af arbejdet.

Ekspertgruppen i vidensyntesen om naturkvalitet i økologisk jordbrug bestod af følgende personer: Jesper Fredshavn, DMU (projektansvarlig), Jørgen A. Axelsen, DMU, Rasmus Ejrnæs, DMU, Pia Frederiksen, DMU, og Knud Tybirk, DMU, Niels Halberg, DJF, Vibeke Langer, KVL, Katrine Højring FSL, Erik Steen Kristensen, FØJO, og Hugo Fjellsted Alrøe, FØJO. Derudover har Jesper Brandt, RUC, Chris Topping, DMU, og Tommy Asferg, DMU, Frank Søndergård Jensen, FSL, og Gabor Lövei, DJF, bidraget med eksterne oplæg til diskussionerne.

Der er gennemført fem møder i ekspertgruppen i perioden fra april til september 2000, heraf fire tematiske møder og et møde med diskussion af konklusioner og vidensbehov. Temamøderne har været gennemført med et eller flere indledende oplæg fra medlemmer af ekspertgruppen eller inviterede oplægsholdere og efterfølgende diskussion. Resultaterne af diskussionerne er blevet præsenteret i en foreløbig form på en workshop i oktober 2000, og kommentarer og bidrag herfra er i vid udstrækning indarbejdet i denne rapport.

Det første temamøde omhandlede indikatorer og rumlig skala som overordnede, tværgående emner i forbindelse med naturkvalitet. Der var oplæg af Pia Frederiksen, Jesper Brandt og Chris Topping. Det andet temamøde omhandlede naturkvalitet og biologisk mangfoldighed, både i relation til den sårbare og truede natur og dyrkningsfladens natur, med oplæg af Rasmus Ejrnæs, Vibeke Langer og Knud Tybirk. Det tredje møde havde temaet jagt, rekreative oplevelser og landskabsæstetik, med oplæg af Tommy Asferg, Frank Søndergård Jensen og Katrine Højring. Det fjerde temamøde omhandlede naturkvalitet og økologisk jordbrugsproduktion i relation til jordens frugtbarhed, økosystemets nyttefunktion, mv., med oplæg af Jørgen Axelsen og Gabor Lövei.

Denne rapportes struktur afspejler mødernes opdeling i temaer. Der blev dog i vidensyntese-

sens forløb truffet beslutning om at dele rapportens kapitler lidt anderledes, idet opdelingen i biologiske og produktionsmæssige hensyn blev erstattet af en opdeling i kapitler med udgangspunkt i henholdsvis de udyrkede og de dyrkede arealer. Begrundelsen for denne ændring var, at de kriterier for naturkvalitet (forstået som biologisk integritet), der indgår i de biologiske hensyn ud fra et naturhistorisk natursyn, ikke var et tilstrækkeligt udgangspunkt for at diskutere naturkvalitet på de dyrkede arealer i økologisk jordbrug. Samtidig blev det beluttet, at de forskellige kapitler skulle forholde sig til den bagvedliggende naturopfattelse i henhold til matricen i tabel 1.1.

1.5 Rapportens struktur

Rapporten giver først, i kapitel 2, en introduktion til begrebet indikatorer i landbrugslandskabet. I kapitel 3 behandles økologisk om-

lægning i regionalt perspektiv, med en diskussion af drivkræfter for udviklingen og sammenhænge mellem jordbrugssystemet og naturgrundlaget på landskabeligt niveau. Med disse kapitler som baggrund belyser kapitlerne 4 og 5 hensyn til naturen med udgangspunkt i henholdsvis de udyrkede og de dyrkede arealer, idet der i kapitel 4 især fokuseres på de "rene" biologiske hensyn, mens kapitel 5 inddrager både produktionsmæssige og biologiske hensyn. Kapitel 6 diskuterer oplevelseskvaliteter ved økologisk jordbrug i relation til de æstetiske og rekreative hensyn på landskabeligt niveau. Til sidst, i kapitel 7, opsummeres de vidensbehov, der er angivet i kapitel 3 til 6, og der gives et forslag til en integreret forskningsindsats under FØJO, hvor de forskellige hensyn inddrages i en helhedspræget vurdering af naturkvalitet i økologisk jordbrug.

1.6 Referencer

- Alrøe, H.F. 1999. Økologisk jordbrug, natur og etik. I Alrøe, H. F. & Andreasen, C.B. (red.): Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-rapport nr. 3, s. 9-15.
- Alrøe, H.F. & Kristensen, E.S. 2000. Research, values and ethics in organic agriculture – examples from sustainability, precaution, nature quality and animal welfare. Book of Preprints, Eursafe 2000 Congress, København
- Azeez, G. 2000. The biodiversity benefits from organic farming. 1-34. Soil Association/WWF-UK.
- Elmholt, S. & Axelsen, J.A. 1999. Jordens biologi. I Alrøe, H. F. & Andreasen, C.B. (red.): Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-rapport nr. 3, s. 51-67.
- Reddersen, J. 1999. Naturindhold i økologisk jordbrug. I Alrøe, H.F. & Andreasen, C.B. (red.): Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-rapport nr. 3, s. 69-84.
- Stolze, M., Pierr, A., Häring, A. & Dabbert, S. 2000. The environmental impact of organic farming in Europe. 6, 1-127. University of Hohenheim.
- Strukturdirektoratet, 1999. Aktionsplan II: Økologi i udvikling. Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri.

2 Indikatorer i landbrugslandskabet

Pia Frederiksen

Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse

2.1 Hvorfor indikatorer?

Inden for den integrerede miljøplanlægning anvendes indikatorer i stigende grad som instrument til at overvåge og evaluere landbrugets påvirkning af miljø og natur. Økologisk jordbrug udgør nu over 6% af det dyrkede areal og ses i den strategiske miljøplanlægning som et muligt instrument til ekstensivering med henblik på natur- og miljøbeskyttelse. Der er derfor et behov for at kunne forholde udviklingen i det økologiske jordbrug til dets påvirkninger af miljø og natur.

I forlængelse af ideerne om bæredygtig udvikling lægges der vægt på en større borgerinddragelse i beslutningsprocesserne, og i bymæssig sammenhæng er det eksempelvis forsøgt implementeret inden for rammerne af Lokal Agenda 21. I en politisk styringsmodel, som bygger på en højere grad af dialog med aktørerne – også i miljøreguleringen af det åbne land – ville indikatorer formentlig kunne finde anvendelse også på driftsplan, som en del af et redskab for den enkelte bedriftsleder og for rådgivningen.

2.2. Hvad er indikatorer?

Indikatorer er variable, som kan anvendes til at følge retningen af en given udvikling. I det omfang, der ligger konkrete målsætninger for udviklingen, kan det være et krav, at de også skal kunne udtrykke afstanden til et givet mål. Forstået sådan er indikatorer normative. Indikatorer er primært værktøjer til vidensformidling for beslutningstagere med henblik på at

iværksætte handling – for landbrugsmiljøindikatorer¹ kan disse være såvel politikere som bedriftsledere. Indikatorer kan være enkeltvariable eller en gruppe af variable, som beskriver en problemstilling, eksempelvis indikatorer som beskriver miljøpåvirkning (pesticidforbrug, behandlingshyppighed) miljøtilstand (pesticid i grundvandet) og tiltag for at mindske problemet. De kan aggregeres på forskellige niveauer afhængigt af, hvilke typer af målsætninger de skal forholdes til. Eksempelvis vil indikatorer være forskellige såvel i forhold til antal, karakter og skala afhængigt af, om de skal have udsagnskraft for jordkvaliteten eller for bæredygtig udvikling.

2.3 Krav til indikatorer

Der er udført et omfattende arbejde med miljøindikatorssystemer, især inden for de internationale institutioner såsom OECD og EU, og her gælder nogle overordnede krav om, at indikatorer skal kunne afspejle den bedste viden om koblingerne mellem drivkræfter, tilstand, effekt og den miljøpolitiske indsats. Generelle krav til indikatorer er i øvrigt, at de skal

- være pålidelige (videnskabelig basis for årsags-virkningssammenhænge)

¹ Her forstås miljøindikatorer som et bredt begreb, der dækker over begge sider i den todeling i natur og miljø, som eksisterer i den danske miljøforvaltning. I dette afsnit diskuteres især indikatorer, som ligger inden for området, der på engelsk benævnes "agri-environmental indicators".

- være relevante (have udsagnskraft for andet end sig selv)
- være realiserbare (i forhold til datatilgængelighed og økonomi)
- være lette at fortolke og egnede til at kommunikere information
- (OECD,1997)

Herudover kan det være ønskeligt, at indikatorer er baseret på lange tidsserier, og at de har en hurtig responstid i forhold til påvirkningsændringer (Christensen og Møller, in press). Ligeledes må skalaer for indikatorer forholde sig til den skala, der er relevant i forvaltningsøjemed.

En række yderligere krav til indikatorer er stillet i forskellige nationale rapporteringer, som eksempelvis at lette borgerinddragelse og at danne baggrund for internationale sammenligninger (Saunders et al., 1998).

2.4 Eksempler på indikatorsystemer

En mulig måde at organisere årsags-virkningskæden fra drivkræfterne i landbruget til tilstanden og effekterne i form af en given miljø- og naturkvalitet er DPSIR-konceptet (Holten-Andersen et al., 1995) som anvendes af såvel EU-agenturet som af det danske Miljø- og Energiministerium.

Det bygger på en systematisk organisering af hele årsags-virkningskæden, fra samfundets aktiviteter (D), til påvirkninger af miljø og natur (P), over den ændring i tilstanden, det afføder (S), og den effekt, ændringen har på værdisatte goder (eksempelvis natur, helbred) (I), samt endelig den respons, det afføder fra det politiske system (R). I det seneste arbejde med integrationen af miljø i sektorerne (EU-

kommissionen 2000) har man i arbejdet med landbrugsmiljøindikatorer defineret responskategorien som såvel det statslige respons gennem landbrugsmiljøpolitikken, men også som andre kontekstuelle forhold som markeds signaler, teknologi og samfundsmæssige værdier og holdninger.

OECD anvender kun de tre kategorier (DSR), som indeholder både drivkræfter og påvirkninger i samme kategori. Hvor EU i anvendelsen af DPSIR konceptet altså kategoriserer arealanvendelse, landbrugsmæssige input og management (farm practices) som drivkræfter, og emissioner, næringsstofbalancer, forurening og etablering af værdifulde græsarealer som påvirkninger, holdes disse forhold i samme kategori i DSR-rammen. Herudover anvendes hos OECD en kategori, som kaldes kontekstuelle indikatorer, som opererer med 4 kategorier: økonomiske kræfter, samfundsmæssige præferencer, miljømæssige processer (interaktionen mellem landbrugsaktiviteterne og de biofysiske processer) samt arealanvendelse som det integrerende element mellem økonomiske, samfundsmæssige og miljømæssige påvirkninger af landbruget og deres betydning for niveau, type og intensitet af den landbrugsmæssige arealanvendelse (OECD, 2001).

Det kan være vanskeligt at indplacere relevante forhold i specifikke kasser, men her skal der argumenteres for, at det kan være fornuftigt at kunne adskille forhold, som direkte følger af landmandens beslutninger (drivkræfter), og de forhold, der derved påvirker miljøet (påvirkninger).

Der er imidlertid stadig behov for at udvikle disse indikatorkoncepter, ligesom implementeringen af dem stiller krav til en viden om de kausale sammenhænge mellem kasserne, der ikke altid er til stede.

Eksempelvis fremhæver en EU-støttet Concerted Action (ELISA), at indikatorer for miljøtilstanden refererer til målbare forhold i miljømæssige medier såsom jord, luft og vand samt i systemer såsom biodiversitet eller landskab. Effekter på disse medier og systemer kræver imidlertid viden om de kausale sammenhænge mellem påvirkninger og observerede forandringer i miljøet (Wascher, 2000).

Ligeledes mangler der viden om sammenhængen mellem samfundsdynamikker (økonomi, politik og institutionelle forhold), specifikke sociale og kulturelle forhold og landmandens beslutninger om bedriftspraksis. Eksempelvis er der undersøgelser, der tyder på, at alene forskellen mellem heltids- og deltidsbedrifter har betydning for bedriftspraksis og dermed potentielt for naturtilstanden (Primdahl, 1999), ligesom også diversificering af indkomstgivende aktiviteter kan tænkes at have denne effekt.

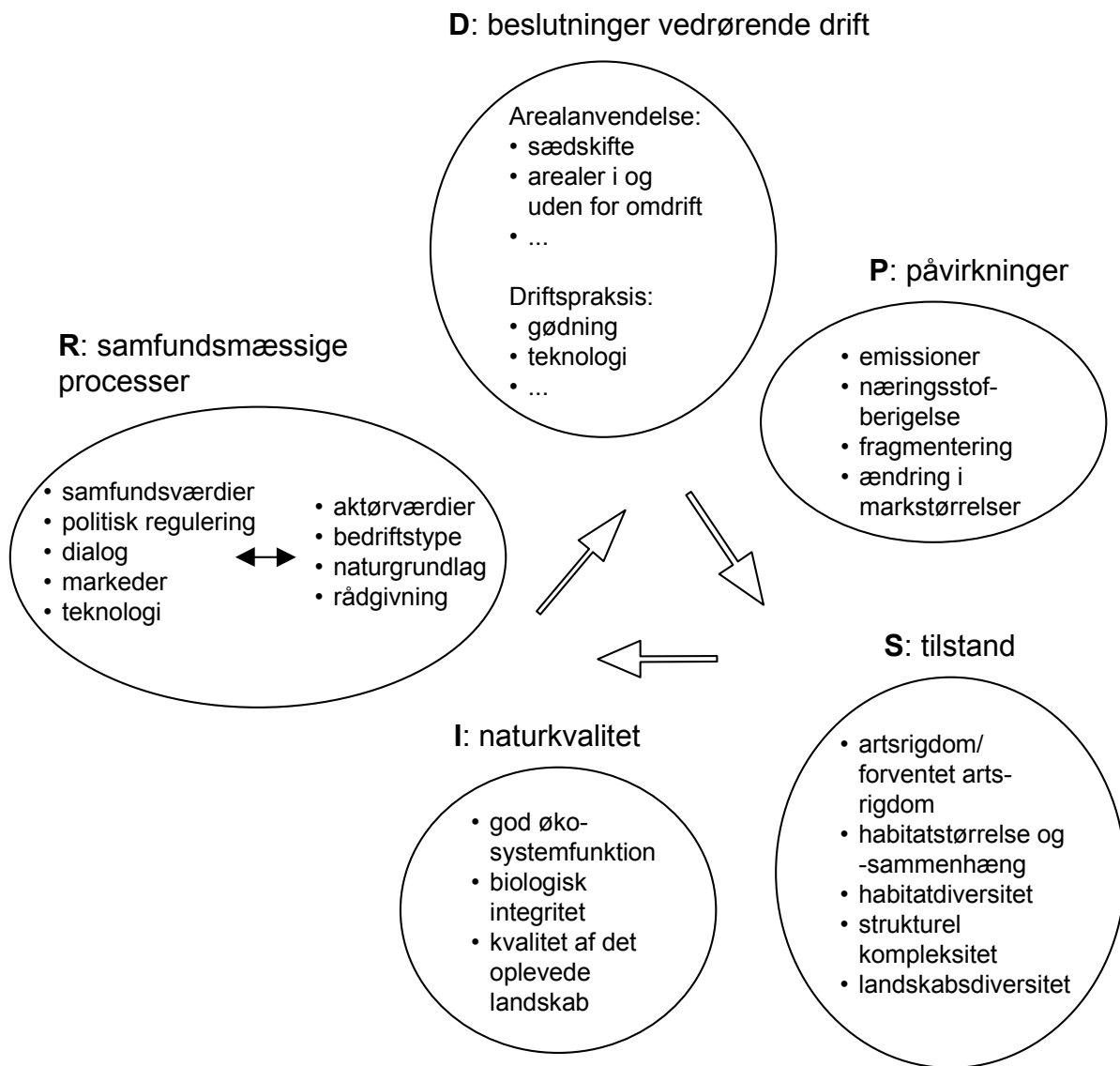
Et tænkt eksempel på, hvordan man kunne organisere viden om økologiske jordbrug i DPSIR konceptet er vist i figur 2.1, hvor den udformning af DPSIR, som er anvendt i EUs rapport, er valgt, og hvor vægten er lagt på at inddrage konteksten i responskategorien. Dermed mister det nogen mening at kalde det respons, men EU vedbliver med at anvende denne betegnelse. Idet der her lægges op til både at kunne inddrage hele den samfundsmæssige kontekst, men også at kunne forstå nyere tiltag på reguleringsområdet, som inddrager dialogen med landmændene i højere grad, kaldes R-kategorien her for samfundsmæssige processer. Der er i figuren kun inddraget (eksempler på) forhold af relevans for

naturtilstand og -kvaliteten og ikke for miljøtilstanden.

En helt anden type indikatorsystem er indikatorer knyttet til bedrifterne. Her findes mindst to typer: Den første type er indikatorer, hvis formål er at informere offentlige beslutningstagere om eksempelvis bedrifternes forvaltning af natur og landskab med henblik på tildeling af subsidier mv. Et eksempel på et sådant system er det østrigske Økopunktsystem (Brandt, 1994). Herunder tildeles alle landbrugsarealer point i forhold til hvor skånsom driften af arealet er, samt omfanget af biotoper på og omkring parcellen. Systemet har været afprøvet i syv områder i Østrig, men har aldrig været anvendt operationelt.

Den anden type indikatorer retter sig imod dialogen med driftslederen som beslutningstager. Et projekt under FØJO: "Driftsledelse i forhold til natur- og miljøværdier" tog udgangspunkt i en opgørelse af naturværdier i form af botaniske beskrivelser og sommerfugle. Dette vurderedes at være et godt udgangspunkt for en dialog med driftslederen om småbiotopbevarelse og -kvalitet (Reddersen et al., 1999).

Der eksisterer således ikke en universel liste over landbrugsmiljøindikatorer, men en række sæt af indikatorer, som hver især er/må være udviklet til givne formål med tilhørende kriterier og krav til indikatorerne. Området er stadig under udvikling, og EU-kommissionens rapport peger på en række udviklingsområder såvel i forhold til bæredygtighedsbegrebets sociale og økonomiske aspekter som i forhold til klassifikation af agro-økosystemer mv. (EU-kommissionen, 2000).



Figur 2.1 Figuren viser, hvordan eksempler på DPSIR-indikatorer kan anvendes i forhold til naturkvalitet. DPSIR er en forkortelse af de engelske begreber *Driving forces*, *Pressures*, *State*, *Impacts* og *Responses*

2.5 Landbrugsmiljøindikatorer: typer og skala

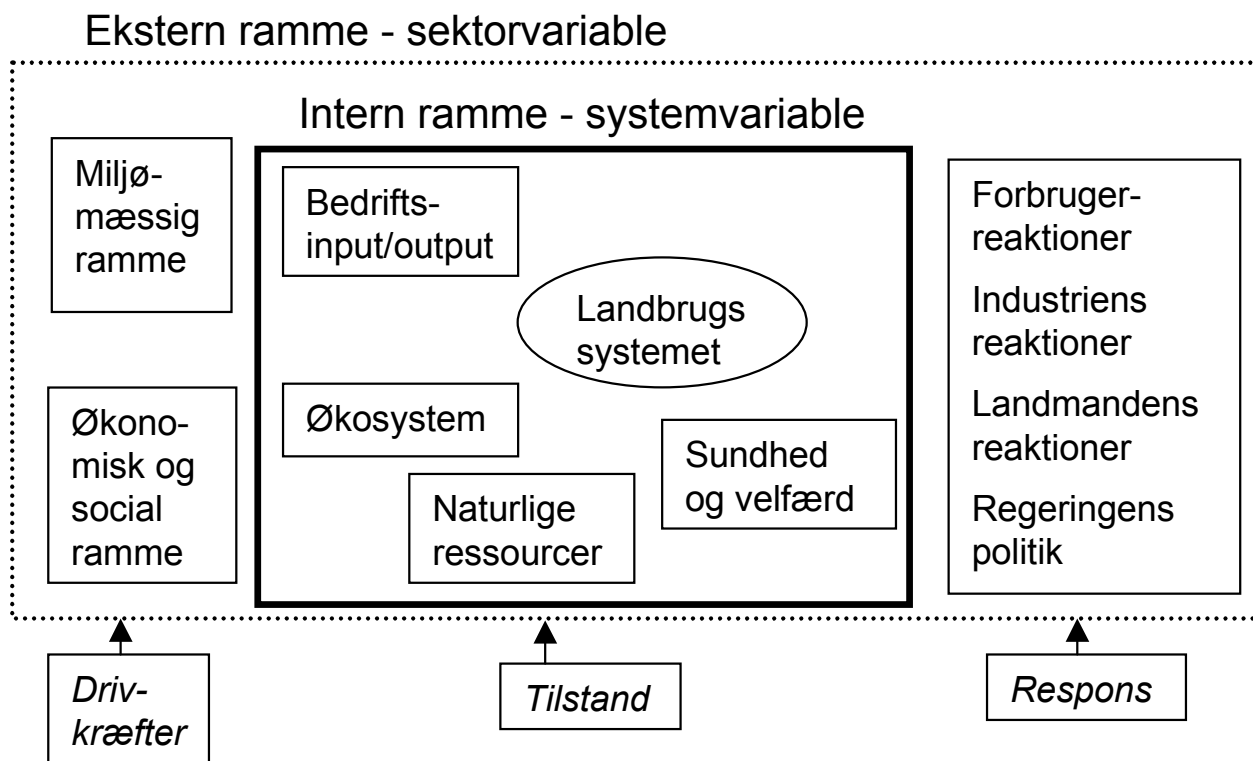
Det er ofte lettere at skaffe oplysninger og data på menneskelige aktiviteter (D og P) end på effekter (S og I), og anvendelsen af indirekte indikatorer er derfor hyppig. I en evaluering af de potentielle effekter af EU's landbrugs-/miljødirektiv (EC 2078/92) med case-studier i Danmark og Spanien viser Oñate et

al. (2000), at en politikevaluering af denne karakter kræver data på bedriftsniveau, som knytter sig konsekvent til indholdet af de indgåede aftaler. Evaluering af effekterne af aftalerne er af stor interesse, men de er imidlertid ofte vanskeligere at vurdere. Dette skyldes flere forhold: dels introduceres ofte et skala-

spring ved analysen af effekter, idet disse jo ikke nødvendigvis begrænser sig til bedriften, men må vurderes på et landskabsniveau, og dels kan der forekomme ændringer i andre forhold, som ikke er inkluderet i aftalerne, som giver et bidrag til forandringer i miljø og natur. Således kan der i effektvurderingen opstå problemer med kausalitet, tidsdifference

imellem påvirkningseffekt og datatilgængelighed (Oñate et al., 2000).

Økologisk jordbrug er netop blevet evalueret for effekterne på natur og miljø (Stolze et al., 2000) ved hjælp af en indikatortilgang. Heri er OECD-konceptet anvendt som analyseramme (se figur 2.2).



Figur 2 Evalueringsramme for landbrugssystemer på baggrund af OECD-konceptet (oversat fra Stolze et al., 2000)

I den pågældende evaluering (Stolze et al., 2000) udvælges en række indikatorer på baggrund af OECD's liste af landbrugsmiljøindikatorer, og kun i forhold til de fire kategorier:

Bedrifts-input og -output, økosystem, naturressourcer samt sundhed og velfærd. I tabel 2.1 ses en liste over de anvendte indikatorer.

Tabel 2.1 Indikatorer anvendt i evaluering af økologisk jordbrug (Stolze et al., 2000)

Indikatorkategori	Indikator
Økosystem	floradiversitet faunadiversitet habitatdiversitet landskab
Naturressourcer	
Jordbund	organisk stof biologisk aktivitet struktur erosion
Grundvand og overfladevand	nitratudvaskning pesticider næringsstofbelastning
Klima og luft	udslip af: ammoniak kuldioxid lattergas methan pesticider
Bedrifts-input og -output	næringsstofanvendelse energiforbrug vandforbrug
Sundhed og velfærd	
Dyrevelfærd og sundhed	dyrehold (fysiske betingelser) sundhed
Kvalitet af producerede fødevarer	pesticidrester nitrat mykotoxiner tungmetaller ønskede indholdsstoffer

Heri ligger en række justeringer af OECD-rammen med henblik på at tilrette den til det økologiske jordbrug, som også har rejst nogle spørgsmål til OECD-indikatorerne.

Eksempelvis evaluerede OECD habitatdiversiteten på indikatorerne:

- ændringer i udvalgte områder af større skala (skov, vådområder, græsarealer)
- fragmentering i agro-økosystemer og naturlige habitater

- længde af kontaktzone

I det aktuelle studie vurderes disse indikatorer ikke at være hensigtsmæssige med henblik på at etablere kausale sammenhænge mellem naturrelevante data og bedriftspraksis (Stolze et al., 2000). Der rejses derfor tre spørgsmål, som kunne belyse dette:

- repræsenterer de økologisk dyrkede arealer specielle habitater?

- har den økologiske driftspraksis specielle implikationer på andre habitater? og
- er der typiske interaktioner mellem naturlige habitater og forskellige former for landbrug?

I evalueringen finder gruppen imidlertid ikke mange resultater, som belyser disse forhold, og dermed er der heller ikke viden til at underbygge udviklingen af indikatorer herfor.

Ligeledes fremhæves det, at metodeudvikling i forhold til at evaluere landskaber først lige er begyndt, idet landskaber rækker ud over den enkelte bedrift. Imidlertid nævnes en række kvalitative forhold, som kunne beskrive enkeltbedrifters påvirkning af landskabet:

- diversitet af landskabskomponenter (arealanvendelse, afgrøder, husdyr, mennesker, udyrkede marginer, sanseoplevelser, alder af elementer)
- stedets karakter (relation til abiotiske forhold og specifikke træk)
- sammenhæng mellem landskabskomponenter (funktionelle, rumlige, kulturhistoriske og sociale)
- personlig deltagelse (visuel demonstration af økologisk og socio-økonomisk udvikling)
- æstetisk værdi
- miljøkvalitet
- økologisk kvalitet

2.6 Referencer

- Brandt J.(1994): Småbiotopernes udvikling i 1980erne og deres fremtidige status i det åbne land. I: Marginaljorder og landskabet – marginaliseringsdebatten 10 år efter. Forskningsserien nr. s. Forskningscentret for Skov og Landskab.
- Brandt J. (2000): Geografiske studier af landskabsstrukturen. Indlæg ved temamøde nr. 1 i vidensyntesen om naturkvalitet i økologisk jordbrug.
- Christensen N. og Møller F. (in press): Nationale og Internationale miljøindikatorssystemer – metodeovervejelser. Faglig rapport. Danmarks Miljøundersøgelser.

Disse forhold indgår i en checkliste for udvikling af bæredygtige rurale landskaber, som er resultatet af en EU concerted action (Stobbe-laar & van Mansvelt, 2000). Denne checkliste bygger også på det forhold, at bedriften med dens fordeling af forskellige marker bidrager til det landskab, den er en del af, og at bedriften ideelt skal passe ind i og bidrage til den lokale landskabsidentitet.

Også i den indsats, som EU har støttet gennem ELISA-projektet, lægges der stor vægt på landskabet som et begreb, der har overordnet betydning. To hovedargumenter lægges til grund herfor. Landskabet opfattes som en territorial (geografisk) enhed, som lægger op til horisontal integration mellem en række vigtige politikområder: bæredygtighed, landdistriktudvikling, kulturlandskaber og regional identitet (Wascher et al, 2000). Herudover giver landskabet mulighed for at integrere aspekter, der ellers bliver isolerede i indikator-koncepternes "kasser", eksempelvis relationer mellem jordbund, habitatkvalitet, social værdsettelse, etc.

Som det fremgår af ovenstående, er der arbejdet med landbrugs-/miljøindikatorer i flere forskningsmæssige og institutionelle sammenhænge. Imidlertid savnes der viden om kausale relationer imellem mange af de foreslåede indikatorer, herunder om forskellige former for landbrugs interaktion med og betydning for forhold af betydning for naturkvaliteten

- EU-kommissionen (2000): Meddelelse fra Kommissionen til Rådet og Europa-parlamentet. Indikatorer for integrering af miljøhensyn i den fælles landbrugspolitik. http://europa.eu.int/comm/dg06/envir/com20/20_da.pdf
- Holten-Andersen J. H. Paaby, N. Christensen, M. Wier og F. Møller-Andersen (1995): Recommendations on Strategies ofr Integrated Assessment of Broad Environmental Problems. Report submitted ot the European Environment Agency by the National Environmental Research Institute.
- OECD (1997): Environmental Indicators for Agriculture. OECD. Paris.
- OECD (2001): Environmental Indicators for agriculture: Methods and Results - the stocktaking report. Paris. (forthcoming January 2001)
- Oñate J.J., E. Andersen, B. Peco and J. Primdahl (2000): Agri-environmental schemes and the European agricultural landscapes: the role of indicators as valuing tools for evaluation. *Landscape Ecology*, 15, 271-280.
- Primdahl J. (1999): Agricultural landscapes as places of production and for living in owner versus producer's decision making and the implications for planning. *Landscape and Urban Planning* 46, 143-150.
- Reddersen J., K. Tybirk, N. Halberg og J. Jensen (1999): Mere og bedre natur i landbrugslandet. Faglig rapport nr 288. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Saunders D, C. Margules and B. Hill (1998): Environmental indicators for National State of the Environment reporting - Biodiversity. Department of the Environment, Canberra.
- Stobbelaar D.J. and J.D. van Mansvelt (2000): The process of landscape evaluation. Introduction to the 2nd spcial AGEE issue of the concerted action: "The landscape and nature protection capacity of organic/sustainable types of agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77, 1-15.
- Stolze M., A. Piorr, A. Häring and S. Dabbert (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. *Economics and Policy*. vol 6. Stuttgart-Hohenheim.
- Wascher D.M. (ed.) (2000): Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation. Tilburg.

3 Økologisk omlægning i regionalt perspektiv: drivkræfter, processer og landskab

Pia Frederiksen

Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse

3.1 Introduktion

Landbrugssektoren påvirker landskabets naturkvalitet i betydeligt omfang i kraft af landbrugsarealets andel af totalarealet, såvel som i kraft af strukturudviklingen. Dette kapitel vil opridse og diskutere nogle overordnede overvejelser og vidensbehov omkring landskabsudviklingen som en forudsætning for at kunne diskutere og operationalisere naturkvalitet i samspil mellem naturgrundlaget og landbrugs påvirkninger.

Drivkræfter for landbrugs- og landskabsforandringerne opererer på flere forskellige niveauer. Den fælles landbrugspolitik på EU-niveau og nationale politiske målsætninger udmøntes gennem national lovgivning og politik. På amtsplan foregår arealplanlægningen, og på bedriften tages beslutninger om arealanvendelse og driftspraksis. Beslutningerne vedrører en rumlig enhed – bedriften – som ikke korresponderer direkte med økologiske enheder og skalaer, hvilket betyder, at bedrifterne i udgangspunktet udøver en samlet, men ukoordineret påvirkning af landskabet som økologisk system (Baudry, 1989).

Udviklingen af det økologiske landbrug kan derfor betyde, at landskabet forandres gennem ændringer i arealanvendelse, driftspraksis og praksis vedrørende udyrkede arealer.

Hvorvidt denne forandring finder sted og på hvilken måde er relativt ubelyst. I dette kapitel diskuteres hvilke forhold, der potentielt påvirker bedriftens struktur og praksis, samt på hvilke skalaer beslutninger og effekter af beslutninger på naturen kan betragtes. Litteraturen om disse forhold i relation til det økologiske brug er sparsom og kobles derfor til relevant litteratur om det konventionelle jordbrugs landskabspåvirkninger.

Landbruget har tidligere udnyttet forskellige landskabselementer for at få de relativt lukkede stofkredsløb til at fungere (jf. eksempelvis ådalsbruget). Teknologiuudviklingen har imidlertid muliggjort en åbning af stofkredsløbene og import af næringsstoffer, som sammen med andre teknologiske innovationer har betydet, at landskabet kan tilpasses teknologien. Eksempelvis har man i et vist omfang bebygget landbrugsjord af høj bonitet og dyrker i stedet landbrug på jorde med lavere bonitet ved at vande og gødske eller ved at dræne våde habitater. På en lavere skala betyder udviklingen af større markenheder også, at der opstår en større heterogenitet inden for samme dyrkningsenhed – et forhold som måske ikke altid har givet en optimal drift (Brandt, 1994). Dette forhold kan beskrives som en udvikling, hvor strukturen af den samfundsmæssige arealanvendelse i stigende grad har fjernet sig fra

"naturrummet"¹ (Brandt, 2000). Denne udvikling, som er accelereret siden 1950'erne, har betydet en reduktion af værdifulde habitater og naturtyper i antal, areal og diversitet, og unikke halvkulturarealer er under tilgroning eller eutrofiering (se også Reddersen et al., 1999).

Reguleringer og arealplanlægning påvirker disse forhold. Nationale reguleringsmekanismer har hidtil været generelle, men siden midten af 1980'erne er de også formidlet gennem arealudpegninger. Disse udpegninger har især været rettet mod reduktioner af landbrugets produktion og udvaskning til vandmiljøet. Miljøvenlig arealanvendelse er blevet subsidieret siden slutningen af 80'erne, mens en egentlig kobling mellem landbrugspolitik og miljømålsætninger blev etableret i forbindelse med nitratdirektivet fra 1991 og CAP-reformens ledsageforanstaltninger (dir. nr. 2078/92).

Under denne reform blev omlægning til økologisk jordbrug inddraget som virkemiddel til mindskelse af miljøbelastningen. Forventningerne var især, at pesticidforbruget ville blive nedsat, at udvaskningen af næringsstof ville blive reduceret, og at biodiversiteten ville blive forøget (Brouwer & van Berkum, 1996). Ordningen er i Danmark generel og rettet mod alle brug. Dog kan man i særligt følsomme landområder, herunder i grundvands- og drikkevandsområder samt områder med særlige naturværdier, opnå højere tilskudsrate (Rygnestad, 1999). Generelt er forventninger til natur- og miljøeffekter af det økologiske jordbrug bundet op på den økologiske grundholdning til omgangen med økosystemerne, som knytter sig til ideen om en bæredygtig

udvikling. Denne udmøntes i det økologiske regelsæt, der regulerer den konkrete praksis på bedriften. I takt med en stigende omlægning og samarbejder mellem bedrifterne bliver det imidlertid også relevant at se på, hvordan det økologisk dyrkede landskab udfolder sig, og på hvilket måde det kan påvirke naturkvaliteten.

3.2 Ramme for identifikation af skala og drivkræfter

Fokus på forholdet mellem landbrug og landskab kræver, at man overvejer på hvilke niveauer interaktionen foregår. Hertil kan man skelne mellem arealanvendelses- og landskabssystemer (Reenberg & Baudry, 1999). Arealanvendelsessystemer er sammensætningen af og interaktionen mellem arealer og deres anvendelser inden for en given rumlig enhed. Disse systemer er effekter af beslutninger på forskellige niveauer (f.eks. sædskiftet på en bedrift eller zoneudpegninger i et amt). Landskabssystemer er et naturmæssigt orienteret begreb, som indeholder givne sammensætninger af landskabselementer og deres interaktioner, såsom tunneldalens sammensætning af plateau, sider og bund, og den transport af vand og næringsstoffer, der foregår mellem disse elementer.

Man kan eksempelvis betragte en mark som et element i begge de to funktionelle hierarkiske systemer: et undersystem af bedriften som økonomisk beslutningsenhed og af landskabet som organiseringen af habitater og deres sammenhænge. Et andet eksempel er et engareal der kan være opstykket i dele, der tilhører hver sin bedrift og eventuelt er underlagt forskellig driftspraksis, men som på landskabsniveau kunne udgøre et fragmenteret landskabselement (eksempelvis en ådalsbund).

Brandt et al. (1999) fremhæver, at forandringer i arealanvendelse og landskaber er vanske-

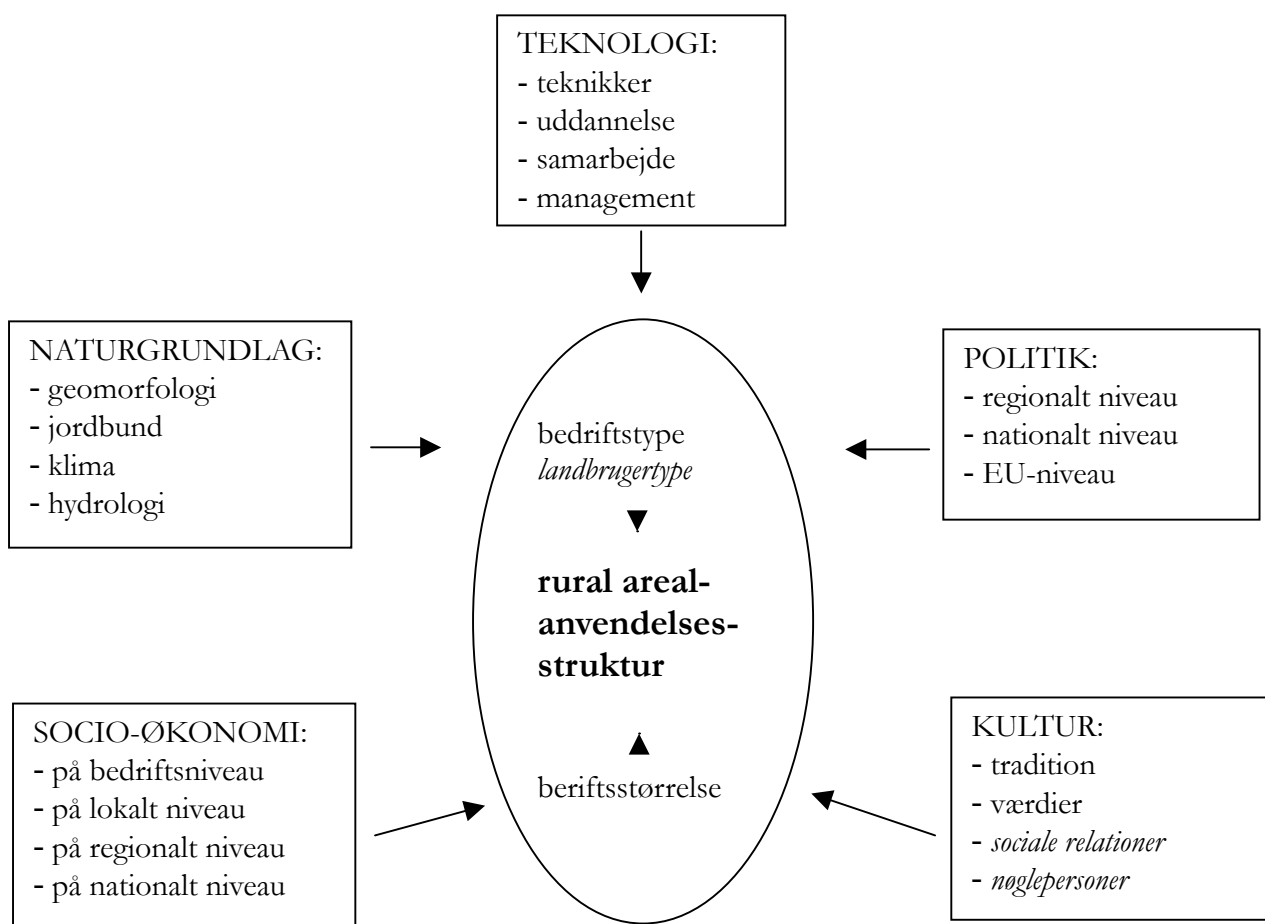
¹ Naturrummet skal forstås som den (fortrinsvist) abiotiske sammensætning af landskabet – det vil sige at naturrummet er sammensat af en karakteristisk heterogen kombination af homogene byggesten - geo- eller økoter (Brandt, 2000).

lige at forudsige, især på lokal skala, idet de er påvirket af interaktioner mellem et komplekst sæt af variable. I figur 3.1 vises en systematisering af de drivkræfter, der potentielt påvirker udviklingen af bedriftsstruktur og derigennem, på et højere niveau, landskabsstruktur.

Nyere undersøgelser viser, at fokus på bedriftstypen bør suppleres med et fokus på aktører (f.eks. bedriftslederen/landmanden, eller andre lokale aktører) idet værdier og livsstil mv. har en høj forklaringsværdi for beslutninger vedrørende naturpraksis (Brandt et al., 1999; Primdahl, 1999; Kristensen, 1999; Noe, 1999). Eksempelvis viser Kristensen (1999) i

et casestudie af ekstensiveringsprocesser, at fuldtids-, deltids- og hobbylandbrugere alle er involveret i ekstensivering i det undersøgte område, men at de tre typer landbrugere udfører forskellige aktiviteter.

Disse faktorer kan også fungere som en ramme for potentielle drivkræfter for selve omlægningen til økologisk jordbrug. Gennemslaget af disse drivkræfter hos forskellige typer af landmænd vil derfor give det konkrete, lokale udslag af omlægningen, idet omlægningen af forskellige naturgrundlag og bedriftstyper vil betinge forskellige landskabsforandrende processer.



Figur 3.1 Drivkræfter i arealanvendelsesstrukturen - let tilpasset efter Brandt et al. (1999). Indkorporering af et aktørorienteret element er antydnet med kursiv

Mens beslutninger om landbrugspraksis tages i forhold til en bedriftsenhed, indgår denne således i en mosaik på et landskabsniveau, som repræsenterer et system på en skala, der ofte er højere end bedriften. Arealanvendelsen bidrager til denne mosaik og dermed også til strukturer med funktioner på landskabsplan

såsom sammenhængende landskabselementer og naturtyper, hegn, bræmmer mv. Arealanvendelsessystemets påvirkning af landskabet fungerer således i kraft af de produktive og de udyrkede arealers karakter og samspil med hinanden og med naturgrundlaget (Boks 3.1).

Mark:	sædskifte, størrelse, biotopindhold
Bedrift:	arealanvendelse og intensitet, markstørrelser, afgrødeantal, biotopindhold
Landskab:	arealdække, diversitet, biotopstruktur, fragmentering/homogenitet
Region:	specialisering, lokalisering

Boks 3.1 Eksempler på rumlige skalaer og landskabsrelevante data:

Viden om det økologiske jordbrugs bidrag til mere miljø- og naturvenlige praksisformer har fortrinsvis rettet sig mod mark- og bedriftsskalaen, og nedenfor vil det potentielle bidrag til landskabsstrukturen blive diskuteret på baggrund af den ret sporadiske viden, der foreligger. Diskussionen vil blive organiseret efter de overordnede processer i landbrugs-/landskabsudviklingen, som først vil blive introduceret.

3.3 Strukturelle processers påvirkning af landskabet

Forskellige strukturelle processer kendetegner landbrugsudviklingen i forskellige tidsperioder og påvirker derigennem landskabet på karakteristiske måder. Man kan derfor spørge, hvorvidt omlægningen til økologisk jordbrug bidrager til at ændre de dominerende processers retning og dermed repræsenterer ændrede tendenser i landskabsudviklingen?

Mens den økologiske jordbrugsbedrift som funktionel enhed eller som delsystem i landskabet er relativt veldokumenteret (Alrøe & Andreasen, 1999; Hansen et al., in press) er

det økologiske jordbrugs effekter på de landskabsstrukturelle forhold endnu et underdokumenteret og ret uudforsket felt (Tress, 1999). Der er derfor i det følgende beskrevet nogle generelle processer for det konventionelle landbrug, med henblik på at sætte de sporadiske strukturelle studier i perspektiv.

Fokus vil være på følgende forhold:

- 1) eksistensen af en post-produktivistisk fase i landbrugsudviklingen og dens eventuelle brud med de landskabsforarmende processer,
- 2) lokaliseringsprocesser og regional differentiering.

Udviklingen i landbruget op igennem 1900-tallet kan opdeles i faser, hvor en dansk fortolkning eksempelvis vil skelne mellem perioden før 1950 (produktion/maksimering), 1950-1984 (produktivitet/optimering) og efter 1990 (bæredygtighed/tilpasning) (Strukturdirektoratet, 2000). Landbruget har herefter i stigende grad måttet tilpasse sig krav om multifunktionalitet i landskabet, hvor hensyn til naturværdier, vandkvalitet og -husholdning samt rekreation mv. tilgodeses.

Under anvendelse af begrebet "post-produktivistisk transformation" (PPT) er der i et europæisk perspektiv anlagt en lidt bredere synsvinkel på drivkræfterne i den seneste udvikling (Ilbery & Bowler, 1998). Denne karakteriseres grundlæggende ved en reduktion af det landbrugsmæssige output. Drivkræfterne i denne ændring består til dels af de problemer af politisk og økonomisk art, der har udviklet sig under produktivitetsmaksimeringsregimet: overproduktion og opbygning af store lagre, store landbrugsudgifter, verdensmarkedets krav om sænkning af subsidier mv. Herudover orienterer samfundsværdier sig i stigende grad mod ideen om bæredygtig udvikling, og hermed et større fokus på miljø- og naturvenlige driftsformer i landbruget.

Den overordnede politiske kontekst for disse ændrede tendenser er CAP-reformerne siden 1992, GATT-forhandlingerne fra 1993 samt stigende konvergens mellem landbrugs- og miljøpolitik inden for EU (Bowler & Ilbery, 1999).

Den post-produktivistiske transformation sammenfatter to sideløbende overordnede udviklingsveje i landbruget i EU (se tabel 1): en dominerende videreudvikling af det intensive, højproduktive landbrug med et kvantitativt sigte, men også udviklingen af landbrug med et lavere input-output niveau, hvor vægten lægges på bæredygtighed og/eller fødevarer kvalitet og specialproduktioner. Omlægning til økologisk drift ses som en af mulighederne inden for denne udviklingsvej.

Tabel 3.1 Dimensionerne i PPT udgør modsætningen til processerne, der har karakteriseret den produktivistiske fase

Produktivistisk:	Post-produktivistisk:
Intensivering	Ekstensivering
Koncentration	Dispergering (spredning)
Specialisering	Diversificering

I England finder Ilbery & Bowler (1998) en koncentration af økologiske brug i nogle kerneområder, og generelt betragter de den regionale udvikling og specialisering i lyset af disse to udviklingsvejes forskellige gennemslag i forskellige regioner. Forklaringer til det økologiske jordbrugs aggregatdannelse synes primært at være socio-kulturelle (Ilbery, 1999).

3.4 Kort rids af den senere udvikling i det konventionelle landbrug

Den industrielle eller produktivitetsmaksimerende fase, dvs. perioden efter ca 1950, blev kendetegnet af ovennævnte tre hovedprocesser i landbruget: Intensivering, koncentration og specialisering.

Intensivering har flere betydninger. Dels kan det referere til forøgelse af inputtet pr. areal-enhed gennem gødning og pesticidanvendelse, mekanisering, vanding, dræning, automatisering af arbejdsprocesser mv., og dels til ekspansion af landbrugsarealet. I den pågældende periode er landbrugsarealet faldet lidt, mens de stedbundne intensiveringsprocesser er accelereret.

I relation til landskabsstrukturen har intensiveringen haft en række konsekvenser – først og fremmest gennem reduktionen af græsarealerne i forlængelse af faldet i antallet af heste og opbygningen af nul-græsningsystemer for dele af den øvrige dyrebestand. Disse forhold slår regionalt forskelligt igennem, således at de vedvarende græsningsarealer såvel som græs i omdrift udgør en større andel i det vestlige Danmark end i det østlige – idet de afspejler gradienten i husdyrhold. Begge typer arealer har været i tilbagegang. Græs uden for omdrift blev inddraget i rotationen fra starten af 40'erne, bl.a. gennem dræning og afvanding af enge, mens græs i omdrift reduceredes siden 50'erne. Først med CAP-reformen fra 1992 skete en tilvækst i de vedvarende græsarealer, hvortil langtidsbrak blev regnet (Danmarks Statistik, diverse årgange)

Koncentrationsprocesser er i Danmark fortrinsvis et spørgsmål om stigende bedriftsstørrelser – såvel på grund af ejendomssammenlægninger som forpagtninger. I Danmark er antallet af bedrifter faldet fra 180.000 i 1960 til 58.000 i 1999, mens arealet kun er reduceret med ca. 10% i samme periode. Den gennemsnitlige brugsstørrelse vokser således i perioden fra 15 ha til 46 ha. Landbrugsarealets reduktion dækker over en vis regional forskel (fra 4% i Storstrøms amt til 17% i Vejle), mens reduktionen i antal er forholdsvis ensartet efter 1970 (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 1998). Koncentrationen giver sig også udslag i en homogenisering af

landskabet gennem sammenlægninger af marker og reduktion af afgrødediversiteten – en udvikling, som er differentieret i forhold til bedriftsstørrelser og -typer.

Specialiserings-tendenser viser sig i en specialisering af de fleste afgrøder og animalske produkter på såvel brugsniveau som på regionalt og nationalt niveau (Bowler & Ilbery, 1998). I Danmark er specialiserede bedrifter klart dominerende. Den regionale specialisering kommer til udtryk i en øst-vestlig gradient i kvæghold og planteavlsbrug, og en koncentration af svineholdet i lokaliteter, som muligvis skyldes historisk tradition og indpassning i øvrige indkomstgivende aktiviteter (Jensen & Reenberg, 1986). Den udbredte specialisering sammen med væksten i markstørrelser afspejles i en reduceret afgrødediversitet på bedrifts- og landskabsniveau.

Reguleringen af landbrugets strukturudvikling, såsom restriktioner på sammenlægning og forpagtning samt i et indirekte perspektiv også harmonireglerne, giver anledning til en vifte af forskellige samarbejdsrelationer, hvis landskabseffekter ikke er kendte.

En undersøgelse af udviklingen af småbiotoper gennemført i 1981 viste, at udviklingen op igennem århundredet, og især med de strukturelle ændringer siden 1960, havde betydet en markant tilbagegang i småbiotoperne. Denne udvikling synes imidlertid at have stabiliseret sig og endda i en vis udstrækning vendt siden midten af 80'erne (Brandt et al., 1999).

Disse generelle tendenser dækker over betragtelige regionale og lokale forskelle, eksempelvis bundet til udviklingen i planteavlsbedrifterne. Intensivering og specialisering har her givet sig udslag i større, regulære marker, og i kombination med mekaniseringen er antallet af småbiotoper blevet reduceret som følge af sløjfning af gravhøje, nedlæggelse af hegn og

skel samt opfyldning af småbiotoper (Agger et al., 1986; Ejrnæs et al., 1998). Kvægbedrifterne har i højere grad været præget af teknologiudvikling i staldsystemerne. Ligeledes synes forskelle i jordbund og topografi at udgøre forudsætninger for forskellige lokale udslag af stabiliserende versus dynamiske udviklinger i småbiotopstrukturen (Brandt et al., 1999). Resultaterne peger yderligere på, at ejendoms-skel (ydre biotoper) betinger en større stabilitet i de linieformede biotoper end interne markskel (indre biotoper).

Der har imidlertid ikke kunnet konstateres signifikante sammenhænge mellem biotoptætheder og driftsformer, og senere undersøgelser peger på, at andre former for inddeling af bedriften, som i højere grad involverer landmandens livsstil (hobbylandmænd, deltidslandmænd), har større forklaringsværdi i forhold til forandringer i landskabsstrukturen (Kristensen, 1999; Primdahl, 1999).

3.5 PPT, den økologiske driftsform og landskabet

Hypoteserne knyttet til den post-produktivistiske transformation er således, at en række af de processer, der har karakteriseret det højproduktive landbrug igennem de sidste 40-50 år, vil blive modificeret eller vendt. Det gælder yderpunkterne i Tabel 1.

I en evaluering af europæiske tendenser til PPT hører Danmark til gruppen af lande med fortsat udvikling efter den industrielle model (Bowler & Ilbery, 1999), men spørgsmålet er, hvordan dette billede tegner sig i en national analyse, og hvorledes det økologiske jordbrug indplacerer sig heri.

Den økologiske driftsform er qua afkaldet på kemiske inputs i form af kunstgødning og pesticider mere ekstensiv end den konventionelle. Hertil kommer, at det økologiske jord-

brug har været domineret af mælkeproduktion, som har krævet større arealer udlagt til græsning og slet. Det økologiske jordbrug skal i højere grad end det konventionelle hænge sammen internt som agro-økosystem, hvilket kunne betyde, at flere arealer skal bidrage til stofpuljen. Det er således et spørgsmål, hvorvidt omlæggere vil intensivere driften ved at inddrage arealer, der under den konventionelle driftsform var uden for omdrift eller direkte marginaliserede.

I en sammenlignende undersøgelse af økologiske og konventionelle brug i Vestsjællands og Ribe Amter finder Tress (1999), at andelen af brakarealer gennemsnitligt er lavere for økologiske brug end for konventionelle i begge amter, og at dette gælder for såvel rotations- som langtidsbrak. Andelen af bedrifter med vedvarende græs er imidlertid større på økologiske end på konventionelle brug, ligesom det totale areal af vedvarende græs, og arealerne drives betydeligt mere ekstensivt. Studiet indeholder dog ikke oplysninger om, hvordan arealerne tidligere har været brugt, eller om deres landskabsmæssige kontekst.

Inden for det økologiske jordbrug er den relative størrelsesfordeling trukket mod polerne, således at andelen af de meget store (>100 ha) og de meget små (<5 ha) er relativt større end for det konventionelle jordbrug (Plantedirektoratet, 1998). Disse forhold hænger sammen med en relativt stor andel af små gartnerier og store malkekvægsbrug.

Ovennævnte undersøgelse viser imidlertid, at i de to amter er antallet af marker inden for bedriften betydeligt større for økologiske brug i forhold til konventionelle, samt at markstørrelserne gennemsnitligt er mindre i begge amter, dog især i Vestsjællands Amt (Tress, 1999). Clausen & Larsen (1997) finder ligeledes, at markstørrelserne er mindre på de økologiske brug, for alle driftsstørrelser.

Diversiteten i arealanvendelsen (målt ved antallet af afgrøder i 9 kategorier) var dog kun svagt større for det økologiske end for det konventionelle brug. Bestemmelse af diversitet (målt ved sædskiftet) viser, at mens ca. 70% af de økologiske bedrifter har etableret fast sædskifte, gælder dette 50% af de konventionelle. Især for konventionelle planteavlsbedrifter er andelen lav (39%) ligesom de største marker også findes her (Tress, 1999). Varigheden af sædskiftet er større for det økologiske brug (gennemsnitligt 5 år mod 4 år), og andelen af brug med lange sædskifter (8 år og derover) er også større.

Umiddelbart ses der også en positiv sammenhæng mellem økologisk drift og de udyrkede arealer. En tidligere undersøgelse af Larsen & Clausen (1995) dokumenterede, at økologiske brug har en øget heterogenitet hvad angår biotopstrukturen i forhold til konventionelle brug, men afdækkede også at økologiske brugere ikke aktivt tilstræbte denne forskel, idet omlæggerne primært var at finde i områder, hvor biotoptætheden i forvejen var høj. Hvorvidt denne biotoptæthed også forblev høj på de konventionelle brug i området, vides ikke, men man kan pege på, at i et landbrug med så kraftig strukturudvikling som det danske, kan økologisk omlægning også bidrage til landskabsdiversiteten ved *ikke* at ændre strukturen.

I Ribe og Vestsjællands Amter fandtes en svagt større andel af udyrkede arealer (>2 ha), og en tydeligt større andel af ydre og indre hegn på de økologiske brug (Tress, 1999). Nyetableringer af småbiotoper synes siden midten af 80'erne at være udtryk for en generel tendens i landbrugslandet (Brandt et al., 1996) – formentlig med øje for forskellige funktionaliteter, herunder jagt, arrondering og sygdomsbekæmpelse. Sidstnævnte funktionalitet synes at være vigtig for organiske producenteres adfærd (van Elsen, 2000). Nyetableringer

af småbiotoper (siden 1990) var således markante såvel på økologiske som konventionelle brug, i gennemsnit hyppigere på økologiske brug, mens tætheden generelt var større på de konventionelle (Tress, 1999).

Ovennævnte undersøgelser retter sig stort set alle mod landskabsstrukturen på enkeltbedrifter, mens konsekvenserne for sammenhængen i landskabsstrukturen på landskabsniveau ikke er vurderet. Stolze et al. (2000) har i en sammenfatning af det økologisk jordbrugs effekter på miljøet peget på én undersøgelse af habitatdiversitet, hvor de økologiske brug i gennemsnit bidrog med en højere diversitet af arealer end de integrerede og konventionelle, men også denne bygger på bedriftsspecifikke data.

Ud over de landskabssammenhænge, der umiddelbart træder i øjnene på dette skalniveau, såsom bræmmer, bufferzoner og sammenhængende, men bedriftsoverskridende bevoksede arealer, rummer det økologiske jordbrug imidlertid potentialer for at samarbejder på tværs af bedriften (Strunge Folkmann & Poulsen, 1998; Strukturdirektoratet, 1999). En sådan praksis, eksempelvis i form af udveksling af foder, græsning eller gødning, må formodes at have effekter på landskabsstrukturen gennem ændrede arealanvendelser, som potentielt kunne påvirke de landskabsunderstøttende funktioner. En sådan udvikling er imidlertid betinget af en vis omlægningstæthed, eller en nærhed opnået via "aggregater" af økologiske brug i landskabet. Dette synes at være undervejs, idet lokaliseringen af økologiske brug ikke forekommer jævnt henover landet. Skønt det omlagte areal og arealet under omlægning kun udgør godt 6% af totalarealet, er denne andel væsentligt højere i visse regioner – formentlig størst i Sydvestjylland, hvor godt 10% af landbrugsarealet er dyrket økologisk (Kristensen, 2000). Omlægningspotentialet hævdes at være knyttet

til bedriftens kapitalapparat, jordens bonitet og klimaet (Strukturdirektoratet, 1999). Disse strukturelle faktorer kan formentlig tilføjes en række andre faktorer, som knytter sig til lokaliteten og til eksistensen af lokale drivkræfter (Noe, pers.medd.).

I en undersøgelse af omlagte jordbrug i 1997 vises det, at omlæggerne ikke ændrer bedriftens produktion i væsentlig grad, hvilket har betydning for en fastholdelse af den regionale specialisering (Langer, 2000), og derfor til en vis grad for landskabsstrukturen. Undersøgelsen er dog udtryk for et øjebliksbillede, og tidsdynamisk information ville være givende for en vurdering af forandringer i produktion og arealanvendelse over tid.

3.6 Vidensbehov

Viden om de rumlige aspekter af omlægningen til økologisk jordbrug er sparsom. Dette gælder såvel studier af lokaliseringen (det rumlige aspekt af omlægningen) og drivkræfterne knyttet hertil, som studier af lokaliseringsmønstrenes betydning for påvirkningen af landskabet, herunder betydningen af det økologiske jordbrugs bidrag til den regionale specialisering/diversificering.

Drivkræfterne for omlægning har især været studeret på baggrund af økonomiske modeller for omlægningspotentialer, hvori jordboniteten (en rumlig parameter) indgår. Ligeledes

foreligger der individorienterede undersøgelser af værdier og produktionsstrategier, mens undersøgelser af drivkræfter knyttet til den lokale naturmæssige og sociale kontekst, som kan belyse årsager til forskellige lokaliseringsmønstre, er sparsomme. I en analyse af effekter på naturkvalitet af forskellige påvirkninger fra landbruget, som diskuteres i de følgende kapitler, vil studier af sammenhængen mellem naturgrundlag, placering af økologisk jordbrug og driftsbeslutninger være væsentlige. Konsekvenserne for landskabet af omlægningen til økologisk jordbrug er ligeledes underbelyst. Den relativt begrænsende viden, der foreligger, tager bedriften som udgangspunkt for analyser af forskelle i parametre af relevans for landskabsstrukturen på den enkelte bedrift, mens landskabsammenhæng på højere skalaniveau ikke er belyst. Det tidsdynamiske perspektiv kan i denne sammenhæng fremdrages. Hvor hidtidige undersøgelser primært har fokuseret på sammenlignende studier med konventionel drift, har der ikke været fokus på forandringer over tid, dvs. analyser af før/efter omlægningen samt studier af forandringer i den økologiske bedriftsform og dens landskabspåvirkninger. Dette perspektiv er vigtigt, idet bedrifternes arealanvendelsesstruktur må ses som betinget af en vis inert i forhold til tidligere tiders landskabsudnyttelse, ligesom samarbejdsrelationer udvikler sig over tid og kan udøve en indflydelse på arealanvendelsen i et landskabsperspektiv.

3.7 Referencer

- Agger, P., Brandt, J., Byrnak, E., Jensen, S.M. & Ursin, M. 1986. Udviklingen i agerlandets småbiotoper i Østdanmark. Forskningsrapport nr 48. Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi. Roskilde Universitetscenter.
- Alrøe, H.F. & Andreasen, C.B. (red.) 1999. Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-rapport nr. 3.

- Baudry, J. 1989. Interactions between agricultural and ecological systems at the landscape level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27, 119-130
- Bowler I.R. & B.W. Ilbery 1999. Agricultural land-use and landscape change under the post-productivist transition – examples from the United Kingdom. In: Krönert R., J. Baudry, I.R. Bowler, A. Reenberg (eds.): *Land use changes and their impact in rural areas in Europe*. UNESCO and The Parthenon Publishing group.
- Brandt, J. 1994. Småbiotopernes udvikling i 1980'erne og deres fremtidige status i det åbne land. I: *Marginaljordder og landskabet – marginaliseringsdebatten 10 år efter*. Forskningsserien nr. 6. Forskningscentret for Skov og Landskab.
- Brandt, J., Holmes, E., Larsen, D. & Madsen, M. 1996. Småbiotoperne i det danske agerland 1991. 3, 1-153. RUC, Roskilde.
- Brandt, J., Primdahl, J., & Reenberg, A. 1999. Rural land use and landscape dynamics – analysis of driving forces in space and time. In: Krönert R., J. Baudry, I.R. Bowler, A. Reenberg (eds.): *Land use changes and their impact in rural areas in Europe*. UNESCO and The Parthenon Publishing group.
- Brandt, J. 2000. Geografiske studier af landskabsstrukturen. Indlæg ved videnssyntese-seminar nr 1.
- Brouwer, F.M. & van Berkum, S. 1996. CAP and the environment in the European Union. *LeidLO*. Wageningen Pers, Wageningen.
- Clausen M. & Bjørn Larsen, A. 1997. Småbiotoptæthed i økologisk og konventionelt jordbrug i Østdanmark. I: *Landskabet og de alternative driftsformer*, rapport fra 6. Landskabsøkologiske seminar. Center for landskabsforskning, Roskilde Universitets Center
- Danmarks Statistik 1991, 1993, 1996, 1999. Landbrugsstatistik, diverse årgange.
- Ejrnæs, R., Berthelsen, J.P. & Fredshavn, J. 1998. Naturen og landbruget. Temarapport 20. Danmarks Miljøundersøgelser.
- van Elsen, T. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 101-109.
- Hansen, B., Alrøe, H.F. & Kristensen, E.S., 2000. Approaches to assess the environmental impact from organic farming - with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystem and Environment* (in press).
- Ilbery, B. & Bowler, I. 1998. From agricultural productivism to post-productivism. In: Ilbery, B. (ed.) *The geography of rural change*. Longman.
- Ilbery, B. 1999. The geography of organic farming in England and Wales in the 1990s. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie*, vol 90, (3), 285-295
- Jensen K.M. & Reenberg, A. 1986. Landbrugsatlas Danmark. Atlas over Danmark, serieII bind 4. Det Kongelige Danske Geografiske Selskab. C.A. Reitzels Forlag.
- Kristensen, L.R. 2000. Notat om status for økologisk produktion i Sønderjylland, år 2000. *Vesteregnsens Erhvervsknudepunkt*. Tønder.

- Kristensen, S.P. 1999. Agricultural land use and landscape changes in Rostrup, Denmark: processes of intensification and extensification. *Landscape and urban Planning*, 46, 117-123
- Langer, V. 2000. Farm level changes with conversion to organic farming in Denmark. *American Journal of Alternative agriculture* (in revision)
- Larsen, A.B. & Clausen, M.C. 1995. Småbiotoptæthed i økologiske og biodynamiske jordbrug i Østdanmark – og sammenligning med konventionelt landbrugs småbiotoptæthed. Speciale i landskabsforvaltning, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Sektion for Land og Byplanlægning, KVL.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 1998. Landbrugets strukturudvikling. Betænkning nr 1351.
- Noe, E. 1999. Værdier, Rationalitet og landbrugsproduktion. Ph.D. afhandling. Inst. f. Økonomi, Skov og Landskab. KVL.
- Plantedirektoratet, 1998. Økologiske jordbrugsbedrifter 1998. Autorisation, Produktion. Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri.
- Primdahl, J. 1999. Agricultural landscapes as places of production and for living in owner's versus producer's decision making and the implications for planning. *Landscape and urban planning*, 46, 143-150.
- Reddersen, J., Tybirk, K, Halberg, N. & Jensen, J. 1999. Mere og bedre natur i landbrugslandet. Faglig Rapport nr 288, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Reenberg, A. & Baudry, J. 1999. Land-use and landscape changes – the challenge of comparative analysis of rural areas in Europe. In: Krönert R., J. Baudry, I.R. Bowler, A. Reenberg (eds): *Land use changes and their impact in rural areas in Europe*. UNESCO and The Parthenon Publishing group
- Rygnestad, H. 1999. The agenda 2000 policy reform for agriculture and rural development. Opportunities and limits for environmental protection. SJFI, working paper nr 15.
- Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., Dabbert, S. The environmental Impacts of Organic Farming in Europe. *Organic Farming in Europe: Economy and Policy*, vol 6. University of Hohenheim.
- Strukturdirektoratet, 1999. Aktionsplan II: Økologi i udvikling. Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri.
- Strukturdirektoratet, 2000. Forskning i økologisk jordbrug 1993-1997. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Strunge Folkmann, P. & Poulsen, B. 1998. Produktionsmuligheder og økonomi på økologiske jordbrugsbedrifter. Rapport nr 100. Statens jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske institut,
- Tress, B. 1999. Landwirtschaft-landschaft: Umstellungspotential und landschaftliche Konsequenzen der ökologischen Landwirtschaft in Dänemark. Ph.D. afhandling. Institut for Geografi og Internationale udviklingsstudier. Roskilde Universitetscenter.

4 Økologisk jordbrugs bidrag til naturbevarelse

*Knud Tybirk & Rasmus Ejrnæs
Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Landskabsøkologi*

4.1 Introduktion

En lang række danske og internationale arbejder har gennem de seneste år peget på økologisk jordbrug som en driftsform, som potentielt kan tage flere biologiske hensyn end konventionelt landbrug (e.g. Moreby et al., 1994; van Mansfelt et al., 1998; Bowers, 1999; Elmholt & Axelsen, 1999; Hald, 1999; Kromp, 1999; Altieri, 1999; Reddersen, 1997, 1999; Kirchmann & Thorvaldsson, 2000; Sunderland & Samu, 2000). Derudover er det i to nye udredningsarbejder påvist, at økologisk jordbrug, som det praktiseres i dag på europæisk niveau, rent faktisk også giver mere plads til natur på og uden for dyrkningsfladen og på landskabeligt niveau end konventionelt jordbrug (Azeez, 2000; Stolze et al., 2000). Disse sammenstillinger er dog ret ureflekterede med hensyn til valgte indikatorer til at belyse problemstillingen. Dette gælder både med hensyn til geografiske forskelle (fx Nord- og Sydeuropa), de hensyn der ønskes taget, og det natursyn der ligger til grund for analyserne. Derfor er det vanskeligt direkte at overføre resultaterne på danske forhold i lyset af diskussionen om mere og bedre natur i landbrugslandet (Reddersen et al., 1999; Tybirk & Fredshavn, 2000).

Dette kapitel vil forsøge at klarlægge motivationen bag, hvad der foregår internationalt omkring naturbevarelse. Som introduktion til dette vil der for mange fra landbrugssektoren være brug for en kort uddybning omkring natursyn og hensyn (som introduceret i Kapi-

tel 1) for at kunne sætte det i relation til landbruget. Denne klarlægning kræver en forståelse af det biologisk betingede naturkvalitetsbegreb, og en diskussion af hvordan naturkvalitet kan fortolkes i relation til det økologiske landbrug. Naturbevarelse forsøges integreret i EU's landbrugspolitik da landbruget ejer og påvirker mange områder med naturmæssig værdi – om end de arealmæssigt er små i sammenligning med de dyrkede arealer.

På bedriftsniveau og landskabsniveau er der naturligvis samspil mellem dyrkede og udyrkede arealer, og kapitlet giver et bud på overordnet prioritering af naturhensyn på bedrifterne og i landskabet både for de udyrkede og de dyrkede arealer. Slutteligt angives en række vidensbehov for at dokumentere og understøtte disse prioriteringer for natur i økologisk jordbrug.

4.2 Natursyn og hensyn

Dette kapitel vil især fokusere diskussionen omkring de biologiske hensyn i økologisk jordbrug og dermed ikke i væsentlig grad de produktionsmæssige eller rekreative hensyn, som behandles i de to efterfølgende kapitler. Æstetiske hensyn spiller dog altid en vis rolle, når der arbejdes med bevarelsesinteresser – disse interesser er tæt forbundet med muligheden for at opleve de organismer, habitater og landskaber, der ønskes beskyttet (van Mansfelt et al., 1998, Højring & Caspersen, 1999; Hendriks et al., 2000, se også kapitel 6).

På tilsvarende måde spiller produktionsmæssige hensyn også en vis rolle, da en del argumenter for at bevare og øge biologisk mangfoldighed i økologisk jordbrug påpeger muligheder for biologisk kontrol af skadedyr (Thomas et al., 1992; Holland & Thomas, 1996; Kromp, 1999; Sunderland & Samu, 2000; Landis et al., 2000). Vi anerkender naturligvis disse hensyn som meget væsentlige i økologisk jordbrug, men har her valgt at analysere biologiske hensyn uden for dyrkningsfladen i relation til internationale forpligtelser og ønsker med hensyn til naturbevarelse. Der er stigende national og international fokus på jordbrugets centrale rolle i beskyttelse af biologisk mangfoldighed og naturkvalitet (se fx Stolze et al., 2000; Wascher, 2000).

Som diskuteret kort i kapitel 1 har der traditionelt eksisteret to hovedretninger i naturopfattelsen i samfundet, der dog begge kan siges at være *distinktive*. Mennesket er adskilt fra naturen (Alrøe & Kristensen, 2000a). Landbrugerens/jordbrugerens traditionelle natursyn har således bygget på at kontrollere og ordne naturen til menneskets fordel. Dette natursyn kan ses drevet ud i det ekstreme i moderne konventionelt landbrug. Naturhistorikerens natursyn har derimod opfattet den ægte natur som vild, autentisk og ukontrolleret af menneskehånd. Dette natursyn tillægges i grønne bevægelser inspireret af den såkaldte dybdeøkologi (Ferry 1994).

I den internationale debat om naturbevarelse findes andre betegnelser af forskellige natursyn, som her kaldes *compositionalisme* (baseret på evolutionær økologi, mennesket adskilt fra naturen) og *funktionalisme* (baseret på økosystem økologi, hvor mennesket er en integreret del af naturen (Callicott et al., 1999). Disse "ismer" dækker over et spænd af natursyn, som ikke udelukker hinanden, som man tidligere har set omkring fredningsdebatten. Begreber som biologisk integritet, økologiske service-

funktioner, økosystempleje osv. opfattes i dag som forskellige gradueringer mellem compositionalisme og funktionalisme og det rendyrkede distinktive natursyn udelukkende med fokus på biologiske hensyn er ikke toneangivende.

I økologisk jordbrug har man som modsætning til de distinktive natursyn et systemisk natursyn, hvor mennesket opfattes som en del af naturen. Det kan siges at være et økologisk udgangspunkt, hvor naturværdierne findes i det samspil og gensidige afhængighedsforhold, der er mellem udnyttelse og beskyttelse af naturgrundlaget gennem jordbruget (Alrøe & Kristensen, 2000b). I det følgende vil vi forsøge at klargøre motivationen fra det omgivende internationale og nationale samfund for at lægge pres på det jordbrugsmæssige natursyn til at inddrage flere biologiske hensyn i produktionen. Slutteligt vil vi diskutere disse to "modsætninger" i relation til et systemisk/ økologisk natursyn.

4.3 Internationale og nationale mål for naturbevarelse

For 200 år siden var Danmark præget af meget ekstensivt landbrug med græssende husdyr overalt, meget få skovrester tilbage og ret små opdyrkede arealer. Biologisk set var landskabet domineret af nøjsomme og lyselskende planter (Ejrnæs et al., 1998; Hartvig, 2000). I dag er billedet meget anderledes, hvor de græssende husdyr i stort omfang er på stald, landbruget dyrker omkring 62% af landjorden, skovene og byerne vinder frem. Biologisk set er landskabet nu domineret af robuste og næringskrævende organismer i højproduktive og forstyrrede økosystemer, der ofte er karakteriseret ved at være relativt artsfattige (Hodgson, 1987; Kareiva, 1994; Reddersen et al., 1999). Spændet mellem disse to billeder er stort, og ingen af billederne er ideelle. Tanke-

gangen om bevarelse af naturen er opstået som reaktion på for intensiv udnyttelse af naturgrundlaget, og denne holdning har fået vind i sejlede op gennem det 20. århundredes produktivistiske fase (se kapitel 4). Samfundet ønsker nu, at der også skal være plads til nogle af tidligere tiders naturtyper, arter og gener i det moderne landskab.

Gennem de seneste halvtreds år er naturpolitikken blevet præget af voksende usikkerhed for, om naturgrundlaget kunne klare den stigende intensitet i naturudnyttelsen. Det seneste tiår har været meget præget af debatten om bæredygtig udvikling og dermed, hvad vi giver videre til kommende generationer. Den industrielt orienterede udnyttelse af naturgrundlaget i industri, landbrug, skovbrug og fiskeri førte til erkendelsen af behovet for en aktiv bevarelse af den biologiske mangfoldighed, såvel internationalt som nationalt. Bæredygtig udvikling har i høj grad gennem 1990'erne sat den internationale miljøpolitiske dagsorden, hvor topmødet i Rio i 1992 var et politisk højdepunkt, hvor miljø og udvikling blev koblet sammen (Holten-Andersen et al., 2000).

Biodiversitetskonventionen fra topmødet i Rio de Janeiro i 1992 definerede biologisk mangfoldighed eller biodiversitet (se også boks 4.1) som:

mangfoldigheden af levende organismer i alle miljøer, både på land og i vand, samt de økologiske samspil

som organismerne indgår i. Biologisk mangfoldighed omfatter såvel variationen inden for og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer (Citeret fra Prip et al., 1995)

Diversiteten bør altså vurderes på tre niveauer, nemlig gen-, arts- og økosystemniveau, men har ofte i daglig tale været anvendt i betydningen artsdiversitet (Angermeier & Karr, 1994). Begrebet har opnået meget stor politisk popularitet bl.a. fordi nogle forskere har påpeget at udryddelse af arter vil potentielt kunne få økosystemer til at bryde sammen (fx Ehrlich & Ehrlich, 1981). De fleste økosystemer kan dog tåle at miste mange arter uden at funktionsevnen sættes over styr, men tabet af nøglearter kan dog få katastrofale følger. I kraft af øget konsensus om at verdens klima er i færd med at ændre sig, er der i stigende grad kommet fokus på at netop den biologiske mangfoldighed kan få endog stor betydning for økosystemers evne til at opretholde deres funktioner på trods af de klimatiske ændringer (Grime, 1997) og dermed kan opretholdelse af høj diversitet jævnføres med et biologisk forsigtighedsprincip, men det er et kontroversielt og meget debatteret emne blandt førende økologer (Kareiva, 1994; Hodgson et al., 1999). Der er dog stigende enighed om at tilstedeværelsen af funktionelle grupper af arter (fx flerårige græsser, rovbiller) kan have større betydning end diversiteten som sådan for et økosystems funktion (Hodgson et al., 1999).

Article 8. In-situ Conservation

Each Contracting Party shall, as far as possible and as appropriate:

- a) Establish a system of protected areas or areas where special measures need to be taken to conserve biological diversity;
- b) Develop, where necessary, guidelines for the selection, establishment and management of protected areas or areas where special measures need to be taken to conserve biological diversity;
- c) Regulate or manage biological resources important for the conservation of biological diversity whether within or outside protected areas, with a view to ensuring their conservation and sustainable use;
- d) Promote the protection of ecosystems, natural habitats and the maintenance of viable populations of species in natural surroundings;
- e) Promote environmentally sound and sustainable development in areas adjacent to protected areas with a view to furthering protection of these areas;
- f) Rehabilitate and restore degraded ecosystems and promote the recovery of threatened species, inter alia, through the development and implementation of plans or other management strategies;
- g) Prevent the introduction of, control or eradicate those alien species which threaten ecosystems, habitats or species;
- h) Endeavour to provide the conditions needed for compatibility between present uses and the conservation of biological diversity and the sustainable use of its components;

Boks 4.1 Rio-Konventionen om biologisk mangfoldighed (relevante udpluk fra <http://www.biodiv.org/chm/conv/art8.htm>)

Så meget diversitet som mulig er blevet et politisk positivt budskab i 1990'erne, men man skal være meget opmærksom på ikke at anvende begrebet ukritisk, som det ofte er tilfældet i landskabsøkologisk forskning og planlægning. Blandt økologiske forskere er der identificeret et behov for at introducere andre begreber, som kan supplere biodiversiteten som begreb og finde andre indikatorer end de artsorienterede for naturens tilstand såsom naturkvalitet (se boks 4.2). Biodiversitet og naturkvalitet er beslægtede begreber, men

biodiversiteten forstået som artsdiversitet er sjældent et tilstrækkeligt mål for kvaliteten, da fx også artsfattige og lavproduktive økosystemer, som heder og højmoser, kan have en høj naturkvalitet. I disse systemer kan en øget artsdiversitet endog være udtryk for forstyrrelser eller forurening og dermed en lavere naturkvalitet (Degn, 1997; Risager & Åby, 1997; Tybirk & Jørgensen, 1999). Mens biodiversitet dækker over den kollektive mangfoldighed på tværs af hierarkiske niveauer (gener, arter, populationer, økosystemer), inkluderer

naturkvalitet endvidere syntesen af et hele ud fra enkeltdelene og de økologiske processer, der foregår.

Med naturkvalitet kan det siges, at biodiversitet suppleres med *biologisk integritet* (Angermeier & Karr, 1994) som nøglebegreb: vi skal give naturen lidt mere plads og rum til at udfolde sig på egne præmisser. Høj integritet tillægges områder med lille menneskelig påvirkning – uanset om de er artsrige eller produktive i øvrigt. Hermed bliver integritet lette-

re at anvende som målsætning i praksis end biodiversitet, som ofte misbruges i betydningen artsdiversitet. Det skal understreges, at artsdiversitet ofte, men bestemt ikke altid, er en god indikator for høj integritet, og at høj integritet er den mest optimale måde at sikre bevarelsen af biodiversiteten. Populationsprocesser, som uddøen og indvandring, udgør en vigtig del af integriteten, og det er vigtigt at holde den rette skala (i tid og rum) for analyser af biologisk integritet.

DMU har i en årrække arbejdet på udviklingen af kriterier for naturkvalitet udsprunget af international debat om biologisk integritet (Angermeier & Karr, 1994; Kareiva, 1994; Nygaard et al., 1999). Kriterierne er udviklet med henblik på at belyse naturelementers værdi i relation til bevarelsen af den biologiske mangfoldighed. De fire foreslåede kriterier beskriver egenskaber ved naturen, som betoner naturlige, spontane processer, og betydningen af tid og rum for disse processers udfoldelse. Natursynet bag kriterierne kan derfor siges at være naturhistoriske jf. Alrøe og Kristensen (2000a). Tidsperspektivet for disse kriterier er evolutionært eller i hvert fald meget langt, og kriterierne er specielt udviklede til forhold, hvor det har mening at tale om fravær af menneskelige indgreb som reference.

De overordnede (og delvist overlappende) kriterier med biologisk sigte for kvalitet kan kort beskrives således (efter Nygaard et al., 1999; Reddersen et al., 1999)

- Vildhed:** Den frie udfoldelse af de naturlige processer, dvs. uden menneskelig indgriben eller forureningspåvirkning
- Kontinuitet:** *I tid:* Den periode, hvor lokaliteten har været uden indgriben eller påvirkning af moderne landbrugsdrift.
I rum: Udbredelsen og den rumlige sammenhæng af det upåvirkede område
- Oprindelighed:** De naturligt hjemmehørende dyr, planter og oprindelige naturtyper
- Autenticitet:** Ægthed, dvs. at levestedets miljø og naturindhold er udviklet gennem spontane naturlige processer og ikke »hjulpes på vej« af udsåede arter, udsat vildt e.l.

Boks 4.2 Kriterier for naturkvalitet for udyrkede arealer

4.4 Naturkvalitet og det økologiske landbrug

Kriterierne for naturkvalitet er tænkt anvendt på hele naturen, men har hidtil bedst fundet anvendelse i form af indikatorbaserede værdisætningsmetoder for den botaniske dimension af habitaterne (som kvalitet af levesteder for vilde planter). Habitaternes kvalitet er forudsætningen for fødekæder i agerlandets mosaik af forskellige habitater, mens der pågår en diskussion af, hvorvidt kriterierne giver mening for meget mobile og almindelige organismer, hvis eksistens er afhængig af meget menneskepåvirkede habitater. Disse fire kriterier synes fx ikke særligt velegnede til at tolke kvaliteten af levesteder på dyrkningsfladen, hvor hensynet til biologisk integritet er underordnet hensynet til landbrugsdriften, og det derfor ikke giver mening at tale om fravær af menneskelige indgreb som en målsætning eller referencetilstand. Alligevel kan det være meningsfuldt at tale om gradueringer af menneskelige indgreb og dermed gradueringer af biologisk integritet på selve dyrkningsfladen. Øget biologisk integritet i landbrugsøkosystemet giver rum for flere spontane processer og dermed mere mangfoldige fødekæder i hele økosystemet – og således øget funktionel integritet. De distinktive og det systemiske natursyn er ikke så forskellige.

Det diskuteres også, hvorvidt de fire kriterier er objektive eller normative. Under alle omstændigheder udfordrer de ens normer og natursyn og kræver stillingtagen. De fire kriterier eller fortolkningen heraf kan bruges til at diskutere nogle af begreberne i relation til jordbruget, som det har været gjort i videnssynesens seminarer.

Den tidslige dimension "kontinuitet" er meget vigtig i relation til kvaliteten af levesteder, da det er meget let at ødelægge kvalitet (ved at pløje gammel græsningjord eller gøde et artsrigt overdrev). Derimod er ændringer "tilba-

ge" mod en mere uforstyrret tilstand meget langsomme, fordi fx udpining af næringsstoffer og indvandring af udryddede arter foregår meget langsomt. Dette fænomen kaldes økologisk inertie (Reddersen et al., 1999). Kontinuiteten i rum hænger nært sammen med fænomener som opsplitning af populationer, manglende spredningsmuligheder, barrierer, osv. i et landbrugslandskab med relikter af udrykkede habitater. På grund af en kraftig fragmentering har de naturlige processer på større skala vanskelige vilkår (fx kan uddøen af arter være større, mens indvandringen af invasive arter kan være øget).

Oprindelighed udfordrer ens natursyn: hvornår er noget hjemmehørende, hvor langt går vi tilbage i tiden? – og er der et modsætningsforhold til mennesket som en del af naturen (det systemiske natursyn)? Vi er både en del af det og skal træde lidt tilbage i vor intensive benyttelse af naturgrundlaget. Vildheden kræver også konkret stillingtagen i relation til hensigterne i økologisk jordbrug: hvor vildt skal/bør naturens processer være, når der stadig skal produceres fødevarer til mennesker? Vores forudsætning for at være her er jo en udnyttelse af naturgrundlaget, og det er vel-dokumenteret, at ekstensiv udnyttelse giver relativ god naturbeskyttelse (se fx Duelli et al., 1999; Hartvig, 2000). "Autenticiteten" eller ægtheden er også et vanskeligt begreb. Mange mennesker – specielt med det jordbrugsmæssige natursyn – synes, at biodiversiteten kan udsås eller udsættes efter behov. Andre derimod – specielt med det naturhistoriske natursyn – sværger til den naturlige og spontane indvandring, når habitatets kvalitet i øvrigt er tilstrækkelig, selvom det ofte kan have lange udsigter jf. økologisk inertie.

Den biologiske mangfoldighed og naturkvaliteten er vanskeligere at håndtere på større skala dvs. hvor mange habitaters mangfoldighed summeres. På landskabsskala vil mennesket altid være en del af naturen, vi påvirker

ethvert landskab i Danmark, så i landskabsanalyser er et systemisk natursyn naturligt. Menneskets kultur(landskab) kan siges at være vores natur, og f.eks. de lysåbne halvnaturarealer kan ses som eksempler på bevaringsværdig "humannatur". Naturopfattelsen på landskabsniveau kan inkludere økosystemernes funktion, fx omsætning af næringsstoffer, produktion af mad og rent vand, uddøen og indvandring af arter, men også i høj grad en æstetisk og oplevelsesmæssig kvalitet, som for mange også er et væsentligt element af naturkvalitetsbegrebet (jævnfør kapitel 6).

Halvnaturarealer har et indbygget paradoks for det naturhistoriske natursyn, idet vildheden bør have en høj prioritet, men man må samtidig acceptere, at de har plejebegreb. Dette paradoks kræver et evolutionært-historisk perspektiv, som kan forklare, hvorfor de lysåbne naturtyper er så artsrige, og hvorfor de ikke kan opretholde sig selv i vores kulturhistoriske landskab. På halvnaturarealerne vil hensynet til biologisk integritet skulle vejes mod hensynet til kulturhistoriske og oplevelsesmæssige kvaliteter. Ofte vil der endvidere være en meget ekstensiv produktion på halvnaturarealerne, som der også skal tages hensyn til. Den biologisk set bevaringsværdige "humannatur" suppleres af bevaringsinteresser ud fra kulturhistoriske, rekreative og produktionsmæssige interesser.

Det økologiske og det konventionelle jordbrug har i princippet indbygget det samme paradoks som halvnaturen – blot er vægtningen her lagt betydeligt mere eksplicit på produktionsmæssige hensyn, mens hensynet til biologisk integritet og kulturhistorien hidtil har været holdt i baggrunden. I en række af vore nabolande er hensyn til natur og kulturhistorie blevet indlagt eksplicit i diverse landbrugsstøtteordninger (fx fordrer det svenske KRAV en beskyttelsesplan for ejendommens natur- og kulturværdier for at være godkendt

som økologisk avler), og der er nu klare tegn på, at disse hensyn også vil få plads i jordbruget herhjemme fremover (Tybirk & Fredshavn, 2000).

4.5 Bevarelse af unikke ressourcer

Natur er i Naturbeskyttelseslovens forstand benævnt med konkrete naturtyper som søer, vandløb, heder, moser, strandenge, strandsumpe, ferske enge, overdrev mv. samt sten og jorddiger, klitter og strande. Skovene hører under skovloven, som også inkluderer hensyn til naturelementer under betegnelsen god og flersidig skovdrift. Det er dog klart, at i denne sammenhæng skal naturen forstås bredere som et kontinuum fra urørte naturtyper til intensivt dyrkede marker.

Ud fra et jordbrugsmæssigt natursyn er naturen den regulerede og kontrollerede naturressource, som vi kan lægge under fode og udnytte (Alrøe & Kristensen, 2000a). Arler har inddelt naturens ressourcer i (Arler, 2000; Agger et al., 2000)

- *Omsættelige ressourcer*: fx fornybare ressourcer, i praksis ubegrænsede mineralressourcer, rent badevand, støjfrit miljø, grønne områder i byerne
- *Kritiske ressourcer*: fx naturlige kredsløb, et levende hav, en frugtbar jord, ren luft, nogenlunde uforstyrret klima, robuste økosystemer og
- *Unikke ressourcer*: fx naturskov, naturskønne lokaliteter, heder, enge og overdrev, et varieret kulturlandskab, gode rekreative arealer, et varieret naturligt dyre- og planteliv

Denne opdeling fokuserer på naturens ressourcer (adskilt fra mennesket) og er beslægtet med det jordbrugsmæssige natursyn, men

med et systemisk natursyn vil man lægge mere vægt, på at vi ud fra vor begrænsede viden må handle forsigtigt, dvs. man handler ikke blot ud fra hensyn til kendte ressourcer (Alrøe & Kristensen, 2000b).

Grundideen i tankegangen bag naturbevarelse, som især er funderet i det naturhistoriske natursyn, er at bevare naturlige gener, arter og økosystemer og tilhørende naturlige processer. Den biologiske integritet og den biologiske mangfoldighed supplerer hinanden begrebsmæssigt, og der vil naturligt være størst fokus på de mest truede gener, arter, habitater og processer, dvs. hvor der er størst risiko for at miste noget af unik biologisk værdi (*sensu* Arler, 2000). Sekundært vil man beskytte de elementer (fx nøglearter), som anses for at være af kritisk betydning for økosystemers funktion, dvs. de kritiske ressourcer, og derudover vil man beskytte mangfoldighed som potentielt kan få betydning for mennesker fremover.

Dermed bliver der ikke internationalt eller nationalt sat megen fokus på de naturelementer, der findes rigeligt af, eller elementer, som let kan fremmes af menneskelig påvirkning i form af landbrug eller skovbrug. De organismer, der trives eller let indfinder sig, hvor mennesker kontrollerer naturgrundlaget meget, er ikke på nogen måde er truede eller i tilbagegang. Derfor er der ikke behov for at anvende ressourcer for at beskytte dem eller deres levesteder.

I Danmark er fokus i naturbevarelsen derfor på de typer af natur og arter, der tidligere har været meget udbredte, men som i dag er gået meget kraftigt tilbage (Hartvig, 2000). Herunder hører de naturtyper, der er omfattet af naturbeskyttelsesloven, og en del af de arter og gener, der naturligt er knyttet til disse naturtyper. Naturtyperne er oftest lysåbne og med en forholdsvis ringe grad af menneskelig påvirkning sammenlignet med jordbrugets

omdriftsarealer (Hartvig, 2000). En del af typerne er naturligt relativt næringsfattige (igen i sammenligning med landbrugets dyrkningsflader) og findes ofte på jorder af landbrugsmæssig dårlig kvalitet (tørre og våde, sandede og salte). Dermed er de tiloversblevne rester i jordbrugsmæssig forstand ekstreme habitater og naturtyper, hvor det ikke har kunnet give økonomisk afkast at opdyrke jorden. Disse habitater er på nationalt og europæisk niveau blevet sjældne. I Danmark bliver disse naturtyper (og deres tilknyttede gener, organismer og processer) specielt sjældne, da en så stor del af Danmarks areal er velegnet som dyrkningsjord. Vi vil bevare den biologiske mangfoldighed og sådanne unikke ressourcer uanset om den anses for kritisk eller ej for det nulevende fællesskab, men "blot" fordi vi synes, at det er bevaringsværdigt (Arler, 2000).

4.6 Implementering af naturbeskyttelse i Europa

Samtidig med Rio-Deklarationen i 1992 vedtog man det såkaldte Habitat Direktiv i EU som udbygning af EF-fuglebeskyttelsesområder, Ramsar-områder mv. og den danske Naturfredningslov blev erstattet af Naturbeskyttelsesloven. Dermed blev de politiske visioner og bevarelse af biodiversitet knæsat som lovgivningsinstrumenter inden for EU og i Danmark.

EU's landbrugspolitik (Common Agricultural Policy, CAP) har indført en række instrumenter for at få udpeget miljøfølsomme områder og rette tilskudsordningerne mod miljø- og naturbeskyttelse samtidig med en ekstensivering af den landbrugsmæssige produktion (Buller et al., 2000).

Sammenhængene og modsætningerne mellem Habitat Direktivet og CAP er blevet beskrevet i en række tilfælde (Osterman, 1998; Mc-

Cracken & Bignal, 1998; Beaufoy, 1998), og der peges på, at ekstensiveringen af landbrugsproduktionen imødekommer en række ønsker om mere plads til naturen. Især fokuseres på ekstensivt græssede arealer og bufferzoner mellem dyrkede og udyrkede arealer som vigtige elementer med potentiale for naturbevarelse i landbrugsøkosystemet (Bowers, 1999; Bignal, 1998). Der er endvidere med Agenda 2000 reformerne åbnet for yderligere muligheder for at målrette tilskuddene til mere natur- og miljøvenlige jordbrugsformer (Wilson et al. 2000), men det er begrænset, hvilken effekt disse tiltag hidtil har haft for naturen i dansk landbrug (Andersen et al., 2000).

OECD har i 1999 kraftigt kritiseret den danske indsats på naturbeskyttelsesområdet for at have fokuseret for ensidigt på næringsstofudvaskning og pesticider (OECD, 1999). OECD anbefaler Danmark at integrere natur, landskab og biodiversitetsaspekter i landbrugspolitikken og landbrugspraksis.

Disse anbefalinger arbejdes der konkret med i Wilhjelm-udvalget, der udarbejder en national handlingsplan for bevarelse af biologisk mangfoldighed som en udløber af Rio-deklarationen. Danmark har en speciel forpligtelse til at inddrage naturhensyn aktivt i landbruget, da vi er det mest intensivt dyrkede land i Europa med over 90% af landbrugslandet under plov (Andersen et al., 2000).

4.7 Arealmæssig fordeling i landbruget

Den økologiske dyrkningsjord har et potentiale for højere naturindhold end konventionel (Moreby et al., 1994; Reddersen, 1997; Elmholt & Axelsen, 1999; Hald, 1999; Reddersen, 1999; Stolze et al., 2000; Azeez, 2000, se også kapitel 5), men det gælder hovedsagelig gener, arter eller habitattyper, der ikke er truet i nationalt eller internationalt perspektiv.

Da landbruget dækker meget store arealer, og resten af landet også indirekte er påvirket af mennesker, er der således kun små arealer tilbage i Nordvesteuropa, hvor den biologiske integritet er høj. Den natur, man internationalt set har valgt at beskytte, er således de mest uforstyrrede habitater, som ikke får tilført næringsstoffer. De organismer, der er knyttet til disse habitater, er således ofte sjældne eller i hvert fald gået kraftigt tilbage gennem de sidste 100 års intensivning af landskabsudnyttelsen (Ejrnæs et al., 1998; Agger et al., 2000). En lang række af disse organismer er såkaldte nøjsomhedsarter, (som er udviklet i stabile og næringsfattige miljøer med stor specialisering og artsdannelse), og derfor findes hovedparten af de beskyttelseskrævende organismer (fx rødlistede arter) i sådanne habitater. Disse arter og habitater har en værdi målt med en international målestok i et langt tidsperspektiv, bl.a. fordi de kan fortælle en historie om evolution og naturlig succession.

I dag domineres landskabet af de evolutionært set forholdsvis artsfattige grupper af konkurrence- og pionérarter. Disse typer trives og har det godt i meget menneskepåvirkede økosystemer og kræver derfor ikke nogen beskyttelse. En sådan type natur kan landmanden selv konstruere med vildtpleje eller umiddelbar herlighedsværdi for øje. Disse arter og habitater har også en legitim og eftertragtet værdi her og nu lokalt for landmanden og fortæller om nutidig flersidig udnyttelse af landskabet.

En typisk bedrift indeholder derfor meget store arealer med lav diversitet af arter og lav biologisk integritet, der ikke kræver nogen særlig bevarelsesindsats. Samtidig findes små udyrkede eller ekstensivt dyrkede arealer på bedriften med stor diversitet eller biologisk integritet, som derfor kræver relativt meget mere opmærksomhed for at kunne opfylde internationale målsætninger (Reddersen et al.,

1999). Braklagte arealer kan siges at være en mellemform, som har et potentiale for mere og bedre natur end konventionel dyrkningsjord, især hvis det er langvarig og ikke tilsæt brak, men det er oftest relativt almindeligt og udbredt natur.

Kapitlet fokuserer på de arealer, der ikke er dyrket i agerlandet, både fordi disse arealer som nævnt indeholder størstedelen af den beskyttelseskrævende natur, og arealerne vil ofte være kulturhistorisk interessante relikter af tidligere jordbrugssystemer. Der findes imidlertid ikke nogen god national arealmæssig status for, hvor meget natur vi har i landbruget og i særdeleshed findes ingen opgørelse over kvaliteten af den natur, vi har i det danske agerland. For nylig er det dog forsøgt at indkredse størrelsen af de forskellige arealkategorier opgjort af Danmarks Statistik (1999) samt Brandt et al. (1996) koblet med igangværende studier i udvalgte områder for derigennem at få indtryk af størrelsen af de forskellige naturområder (Ejrnæs & Andersen, 2000).

Der findes ingen konsistent terminologi i Danmarks Statistik for, hvilke arealer på be-

drifterne der er naturarealer og dyrkede arealer. Alligevel har vi forsøgt at give et indtryk af omfanget af de væsentligste arealtyper inden for landbruget generelt og specielt det økologiske landbrug, som har størst værdi i relation til internationale og nationale målsætninger for naturbevarelse (Tabel 4.1). Til de 62% af Danmarks areal, der betegnes som landbrugsarealet, hører braklagte arealer og græssede vedvarende græsmarker, som vi i denne sammenhæng også vil betragte som arealer uden for omdrift. Derudover findes på bedrifter, ifølge Danmarks Statistik (1999), ca. 230.000 ha ikke dyrket areal, som ikke anvendes til landbrugsmæssige formål og som inkluderer småskove, småbiotoper og bebygget areal. Uden for landbrugsarealerne findes så naturen, hvoraf nogle må betegnes som historisk set relevante i landbrugsmæssig forstand såsom heder, moser osv. Til sammenligning er anført arealer på økologisk drevne landbrug beregnet som en fast procentdel (6,4%) af de totale arealer. Det fremgår heraf, at de udyrkede arealer på økologiske bedrifter arealmæssigt er beskedne. Der gøres dog opmærksomt på, at der p.t. ikke findes nationale opgørelser over, hvor store udyrkede arealer der konkret findes på økologiske bedrifter.

Tabel 4.1 Omtrentlig arealmæssig status for forskellige typer habitater på bedrifterne i og uden for omdrift. Det økologiske areal er p.t. på 6.4% (Kristensen, E.S. 2000 pers. medd.)

Arealtype på bedrifter	Areal (ha)	Heraf økologisk (6,4%)
Omdriftsareal	2.008.100	128.518
Brak i rotation	190.500	12.192
Brak > 5 år	141.400	9.050
Uden for omdrift i alt	330.800	21.192
småbiotoper	90.800	5.811
halvnaturarealer uden for drift	60.000	3.840
gødskede uomlagte græsarealer	74.000	4.736
græsmarker omlagt hvert 5. år	70.000	4.480

Den kvalitetsmæssige vurdering eller bidraget til den samlede biologiske mangfoldighed af disse arealkategorier er ikke opgjort, men i relation til naturkvalitet og biologisk integritet vil halvnaturarealer uden for drift have højere kvalitet end gødskede og omlagte arealer. Men de enkelte kategorier kan også bidrage meget forskelligt til den biologiske mangfoldighed afhængig af jordbund, græsningstryk og øvrig påvirkning fra landbruget. Naturrådet konkluderer, at det er gået tilbage både kvalitativt og kvantitativt for agerlandets natur, om end der arealmæssigt er opnået en stabilisering eller endog en lille fremgang for visse arealtyper (Agger et al., 2000). Et tilsvarende billede afspejles for halvnaturtyperne.

De arealmæssigt ret begrænsede arealer uden for omdrift i økologisk jordbrug er dog der, hvor der aktuelt eller potentielt kan findes en høj naturkvalitet og internationalt set en biodiversitet, som er truet og derfor fordrer en indsats med hensyn til beskyttelse. Det er særdeles væsentligt at få analyseret samspillet mellem de økologiske driftsformer (græsning, bufferzoner, ammoniakafdrift mv.) og bevaringstilstanden for de naturmæssigt vigtige arealer på bedrifterne.

Denne arealmæssige opdeling er kun hensigtsmæssig, så længe man opretholder distinktionen mellem menneske og natur og forfægter enten det naturhistoriske natursyn eller et landbrugsmæssigt natursyn. Hos den økologiske landmand eller det systemiske natursyn indgår alle disse arealtyper og deres tilknyttede organismer i en helhed enten på bedrifts- eller landskabsniveau, hvor samspillet mellem naturgrundlaget og menneskers aktivitet giver mulighed for en mangfoldighed af interaktioner. En rovbille, der overvintrer i et læhegn og æder skadedyr i kornmarken om foråret og senere tjener som føde for en agerhønekylling er blot et billede på samspillet mellem mangfoldighed (biologiske hensyn), økosystemets

funktionalitet (produktionsmæssige hensyn) og oplevelsesmæssige hensyn (fx agerhønejagt om efteråret – rekreative hensyn).

4.8 Samspil mellem dyrkede og udyrkede arealer

Kapitlet har hidtil beskæftiget sig med biologiske hensyn på udyrkede arealer, men det er klart at der er et samspil med omdriftsarealerne uanset, hvilket natursyn man forfægter. Ud fra det systemiske natursyn kan der tillægges dette samspil meget stor vægt, hvor de positive interaktioner har været tillagt stor betydning, om end de teoretiske effekter kan synes overvurderede (Landis et al., 2000; Kromp, 1999; Sunderland & Samu, 2000; Reddersen et al., 1999; Stolze et al., 2000; Azeez, 2000, se også kapitel 5).

Med biologiske briller kan det være hensigtsmæssigt at inddele agerlandets organismer i to hovedtyper, nemlig henholdsvis de biotopbundne og de landskabsbundne arter (Ejrnæs, 2000). Vi har hidtil primært fokuseret på de biotopbundne arter på udyrkede arealer, men dertil kommer en række mobile dyr, ofte med store pladskrav, såsom fugle, pattedyr, padder, insekter. For disse organismer består levestedet af flere biotoper, fx. både agerjord og udyrkede arealer, eller flere typer udyrkede arealer. Disse arter stiller visse krav til fødesøgning, reproduktion, vinterskjul mv., men er ofte mindre specialiserede end de biotopbundne arter. Til gengæld nyder en del af disse stor offentlig interesse (fugle, jagtbart vildt). For at sikre stabile levesteder for landskabsbundne arter kræves en analyse af habitatkvaliteten på landskabsniveau.

De negative interaktioner (skadedyr overvintrer i hegn, ukrudt invaderer markerne fra skel osv.) har ofte været fremført af det jordbrugsmæssige natursyn som argumenter for at

fortsætte intensiveringen af landskabsudnyttelsen, fx med fjernelse af småbiotoper og anvendelse af pesticider i konventionelt jordbrug (se fx. Kleijn et al., 1997).

For de landskabsbundne arter er samspillet af forskellige habitater i landskabet af afgørende betydning for populationernes trivsel og udvikling (Parish et al., 1995; Corbit et al., 1999; Herlin & Fry, 2000). De favoriseres af et landskab med en fast matrice af udyrkede åbne eller træklædte habitater og en meget foranderlig markflade ind imellem, som - afhængigt af sædskiftet - vil give varierende habitater fra år til år. Fragmentering af udyrkede biotoper får som konsekvens, at levesteder formindskes, populationer splittes og spredning vanskeliggøres, især for biotopbundne arter (Harrison, 1994). Der findes ikke mange undersøgelser, der dokumenterer, at korridorer virker effektivt som spredningskorridorer, de skal snarere ses som supplerende udyrkede habitater i et hav af dyrkningsjord (Simberloff et al., 1992; Hammershøj & Madsen, 1998).

Småbiotopernes areal-/randforhold, deres kvalitet som habitat i sig selv og deres indbyrdes placering og sammenhæng i landskabet betyder meget for både positivt og negativt samspil i forhold til landbrugsproduktionen. Mere ekstensivering af jordbruget generelt giver bedre betingelser for at understøtte tiltag til bevarelse af biologisk mangfoldighed og naturkvalitet (Bignal, 1998; Beaufoy, 1998; Boutin & Jobin, 1998). Økologisk jordbrug er mere ekstensivt end konventionelt, hvilket understreger økologisk jordbrugs potentiale til at bidrage aktivt og passivt til bevarelse af biologisk mangfoldighed både på marker, på udyrkede arealer og i samspillet mellem disse landskabselementer.

4.9 Fokuseret naturbevarelse og forvaltning i økologisk jordbrug

Der er klare modsætninger mellem det naturhistoriske natursyn og det jordbrugsmæssige natursyn. Med baggrund i ovenstående er det klart, at det naturhistoriske syn på naturen fordrer vilde, kontinuerte, oprindelige og autentiske habitater og processer, der så giver rum for de tilpassede hjemmehørende organismer ved spontan kolonisering. Jordbrugens natursyn fordrer derimod kontrol over naturen. Den må ikke blive for vild og ukontrolleret, og den æstetiske dimension tilfredsstilles af fx et smukt, velplejet læhegn eller en råbuk i fodermarken.

Økologisk jordbrug er i mange sammenhænge benævnt som et af midlerne til at integrere naturbeskyttelse i jordbrugsproduktionen (Stolze et al., 2000; Azeez, 2000), og der er ingen tvivl om, at økologisk jordbrug har en klar rolle at spille i naturbevarelsen. Økologisk jordbrug kan aktivt influere på nationale og internationale naturbeskyttelsesforpligtelser og samtidig opnå lokale oplevelsesmæssige kvaliteter for landmanden selv og lokalområdet ved:

1. at medvirke til at **bevare og beskytte eksisterende natur**, inklusive gener, arter og processer, som både med hensyn til æstetiske oplevelser, biologisk mangfoldighed og naturkvalitet har stor lokal, national og international betydning for nuværende og kommende generationer. Herunder hører også kulturminde/kulturspor med naturmæssig værdi/potentiale, fx gamle vej-, skel- og hegnsforløb, ejerlaug og landsbybebyggelser. En metode til at beskytte sådanne naturværdier kan være at udlægge bufferzoner rundt om naturarealerne (naturforager) eller medvirke til at forbinde naturområder med forskellige tiltag og an-

vende braklægning til at understøtte udyrkede naturelementer.

2. at medvirke til at **genoprette natur**, som er blevet alvorligt forstyrret af landbrugets påvirkninger, fx tidligere pesticidanvendelse, ompløjning, overgræsning eller manglende græsning, forhøjet næringsstofftilførsel, dræning for at sikre, at de naturligt hjemmehørende arter kan trives. Det kan gøres ved at afhøste biomasse eller med et passende græsningstryk, men samtidig overlade så meget som muligt til naturlige processer.
3. at **genskabe naturarealer** på tidligere agerjord. Specielt kan det være relevant at braklægge eller udtage arealer, som har nogle af de mindre almindelige naturmæssige forudsætninger, såsom meget tør, meget våd, sandet, sur eller kalkrig jordbund. Endvidere kan disse nye naturarealer planlægges, så de understøtter eksisterende naturarealer.

Ved at inddrage disse tre hovedområder i prioriteret rækkefølge kan der med det systemiske natursyn bygges bro mellem det jordbrugsmæssige og det naturhistoriske natursyn. Rio-Deklarationen om biologisk mangfoldighed har et udspring i det naturhistoriske natursyn, men er i høj grad inspireret af et systemisk natursyn, som beskrevet i LØJ's avlsgrundlag. Bæredygtig udnyttelse af naturgrundlaget under hensyntagen til naturen og dermed funktionel integritet er bærende piller i begge erklæringer. Det er systemøkologisk tankegang at integrere naturbevarelse og produktion på bedriftens areal, i lokalområdet og i relation til internationale aftaler.

For at styrke sammenhængen mellem disse udgangspunkter foreslås det at LØJ fremover arbejder bevidst for at fremme variation i flora og fauna/biodiversitet og velfungerende fø-

dekæder på mark-, ejendoms- og landskabsniveau ud fra lokale geologiske, hydrologiske og klimatiske (dvs. det abiotiske grundlag) forudsætninger ved at lade ukontrollerede naturlige processer foregå i så stort et omfang som praktisk og økonomisk muligt. Derigennem vil især "vildhed" og "kontinuitet" - men også i et vist omfang oprindelighed og "autenticitet" - kunne være relative grundbegreber som overordnede retningsgivere for mere plads til god habitatkvalitet og dermed biologisk mangfoldighed både i form af funktionel og biologisk integritet i dyrkningssystemet.

4.10 Vidensbehov

Internationale aftaler og konventioner omkring bevarelse af biologisk mangfoldighed har påpeget, at landbrugsøkosystemet er centralt for at kunne opfylde målsætningerne (fx OECD, 1999; Bignal, 1998). Specielt økologisk landbrug vurderes at kunne få afgørende betydning for biodiversiteten på lokalt og regionalt niveau, både på og uden for de dyrkede arealer (van Mansfelt *et al.*, 1998).

Derfor er der i Danmark et behov for at konkretisere fx EUs Habitatdirektiv i relation til økologisk jordbrug på forskellig skala, herunder belyse følgende:

- Prioritere de overordnede målsætninger i landbrugslandskabet - er der et **skal-børkan-** hierarki i relation til internationale og nationale målsætninger?
- Kvalitetsbedømme biotoper og habitater (herunder marker, småbiotoper og halv-naturarealer) på bedriftsniveau.
- Bedømme potentialet på naturgenoprettingsarealer (herunder marginaljorder, tilgroede arealer, råjord fra råstofgravning og anlægsarbejder, lavbundsjorder mv.).

- Bedømme potentiale af metoder til naturgenopretning (herunder hegnsplantning, vandhulsgravning, fri succession med/uden græsning mv.).
- Forudsige effekten af en given forvaltningsindsats. Fx give svar på hvilke organismegrupper vi gavner med indsatsen? Indfrier vi dermed nogle af vore mål (lokale, nationale, internationale)?
- Belyse konsekvenser for økologisk jordbrug af udpegede habitatområder og analysere hvorvidt det kan være en fordel at give øget tilskud til naturhensyn i disse områder for at opfylde målsætningerne

Endvidere er der behov for at få belyst koblingen mellem naturgivne betingelser og de deraf følgende forskelle i bedriftstyper og i landskabsstruktur. Er det jordtypen, bedriftstypen eller den geografiske beliggenhed, der "slår igennem" på henholdsvis småbiotopmønstre og -kvalitet og på dyrkningsfladens kvalitet som levested?

Desuden er der behov for klarhed over brugbarheden af begrebet heterogenitet på bedrifts- og landskabsniveau. Med andre ord bør det undersøges, om heterogenitet er en fordel i sig selv, eller det forudsætter information om kvaliteten af de elementer, der indgår i heterogeniteten?

4.11 Referencer

- Agger, P., Baagøe, J., Hamann, O. & Primdahl, J. 2000. Dansk Naturpolitik. Visioner og anbefalinger. Vismandsrapport 2000. 1-86. Naturrådet, København.
- Alrøe, H. & Kristensen, E.S. 2000a. Research, values and ethics in organic agriculture – examples from sustainability, precaution, nature quality and animal welfare. Extended abstract, Eurosafe Congress, København
- Alrøe, H. & Kristensen, E.S. 2000b. Towards a systemic ethic. In search of an ethical basis for sustainability and precaution. Submitted manuscript
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, 19-31.
- Andersen, E., Henningsen, A. & Primdahl, J. 2000. Denmark: implementation of new agri-environmental policy based on Regulation 2078. *Agri-environmental Policy in the European Union* (eds H. Buller, G.A. Wilson, and A. Höll), pp. 31-50. Ashgate, Aldershot.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: Protecting biotic resources. *Bioscience*, 44, 690-697.
- Arler, F. 2000. Aspects of landscape or nature quality. *Landscape Ecology*, 15, 291-302.
- Azeez, G. 2000. The biodiversity benefits from organic farming. 1-34. Soil Association/WWF-UK.
- Beaufoy, G. 1998. The EU Habitats Directive in Spain: can it contribute effectively to the conservation of extensive agroecosystems? *Journal Of Applied Ecology*, 35, 974-978.

- Bignal, E.M. 1998. Using an ecological understanding of farmland to reconcile nature conservation requirements, EU agriculture policy and world trade agreements. *Journal Of Applied Ecology*, 35, 949-954.
- Boutin, C. & Jobin, B. 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications*, 8, 544-557.
- Bowers, J. 1999. Policy instruments for the conservation of remnant vegetation on private land. *Biological Conservation*, 87, 327-339.
- Brandt, J., Holmes, E., Larsen, D. & Madsen, M. 1996. Småbiotoperne i det danske agerland 1991. 3, 1-153. RUC, Roskilde.
- Buller, H., Wilson, G.A. & Höll, A. 2000. *Agri-environmental Policy in the European Union*. Ashgate, Aldershot.
- Callicott, J.B., Crowder, L.B. & Mumford, K. 1999) Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology*, 13, 22-35.
- Corbit, M., Marks, P.L. & Gardescu, S. 1999. Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. *Journal Of Ecology*, 87, 220-232.
- Danmarks Statistik 1999.. Landbrugsstatistik 1998. Danmarks Statistik.
- Degn, H. J. 1997. Ændringer i vegetationen på Randbøl Hede 1954-95. - *Flora og Fauna* 103: 25-46.
- Duelli, P., Obrist, M.K. & Schmatz, D.R. 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above- ground insects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, 33-64.
- Ejrnæs, R & Andersen, E. 2000. Forklaring og begrundelse af foreslået arealstatistik som indikator for naturen i agerlandet. upubl. notat.
- Ejrnæs, R. 2000. Agerlandets Natur. Dansk Naturpolitik. Viden og vurderinger (Red. Holten-Andersen, J., Christensen, HS., Pedersen, T., & Manninen, S.), pp. 218-231. Naturrådet, København.
- Ejrnæs, R., Berthelsen, JP. & Fredshavn, J. 1998. Naturen og landbruget. Temarapport fra DMU, 20, 1.
- Elmholt, S. & Axelsen, J.A. 1999. Jordens Biologi. S. 51-67 i Alrøe, H. & Andreasen, C.B. (red.): *Natur, Miljø og ressourcer i økologisk jordbrug*. FØJO-Rapport nr 3.
- Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. 1981. *Extinction. The causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- Ferry, L. 1994. *Den nye økologiske orden*. Rosinante, København
- Grime, J.P. 1997. Ecology - Biodiversity and ecosystem function: The debate deepens. *Science*, 277, 1260-1261.
- Hald, A.B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals Of Applied Biology*, 134, 307-314.

- Hammershøj, M. & Madsen, A.B. 1998.: Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. - Faglig rapport fra DMU 232. Miljø- og Energiministeriet, København, 112 pp.
- Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. In: Edwards, P.J., R.M. May & N.R. Webb (eds.) *Large-scale ecology and conservation biology*. 35th symposium of the British Ecological Society. Pp. 111-128. Blackwell Scientific Publications.
- Hartvig, P. 2000. Ekstensivt drevne naturtyper. Dansk Naturpolitik. Viden og vurderinger (Red. Holten-Andersen, J., Christensen, HS., Pedersen, T., & Manninen, S.), pp. 232-247. Naturrådet, København.
- Hendriks, K., Stobbelaar, D.J. & van Mansvelt, J.D. 2000. The appearance of agriculture - An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 77, 157-175.
- Herlin, I.L.S. & Fry, G.L.A. 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape Ecology*, 15, 229-242.
- Hodgson, J.G. 1987. Why do so few species exploit productive habitats? An investigation into cytology, plant strategies and abundance within a local flora. *Functional Ecology*, 1, 243-250.
- Hodgson, J.G., Wilson, P.J., Hunt, R., Grime, J.P. & Thompson, K. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*, 85, 282-294.
- Holland, J.M. & Thomas, S.R. 1996.: Quantifying the impact of polyphagous invertebrate predators in controlling cereal pests and in preventing quantity and quality reduction. – BCPC Conference – Pest & Diseases 1996: 629-634.
- Holten-Andersen, J., Pedersen, T. & Christensen, HS. 2000. Den moderne naturpolitik. Dansk Naturpolitik. Viden og vurderinger (Red. Holten-Andersen, J., Christensen, HS., Pedersen, T., & Manninen, S.), pp. 18-33. Naturrådet, København.
- Højring, K. & Caspersen, OH. 1999. Landbrug og landskabsæstetik. Park- og Landskabsserien, 25, 1.
- Kareiva, P. 1994. Diversity begets productivity. *Nature*, 368, 686-687.
- Kirchmann, H. & Thorvaldsson, G. 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal Of Agronomy*, 12, 145-161.
- Kleijn, D., Joenje, W. & Kropff, M.J. 1997. Patterns in species composition of arable field boundary vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, 46, 175-192.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, 187-228.
- Landis, D.A., Wratten, S.D. & Gurr, G.M. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review Of Entomology*, 45, 175-201.

- McCracken, D.I. & Bignal, E.M. 1998. Applying the results of ecological studies to land-use policies and practices. *Journal Of Applied Ecology*, 35, 961-967.
- Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E. & Sotherton, N.W. 1994. A Comparison of the flora and arthropod fauna of organically grown winter-wheat in Southern England. *Annals Of Applied Biology*, 125, 13-27.
- Nygaard, B., Mark, S., Baatrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J. & Søndergaard, M. 1999. Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. 285, 1-116. DMU,
- OECD 1999. Environmental Indicators for Agriculture. Joint working party of the Committee for Agriculture and the Environment, Paris 1999.
- Ostermann, O.P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal Of Applied Ecology*, 35, 968-973.
- Parish, T., Lakhani, K.H. & Sparks, T.H. 1995. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. 2. Abundance of individual species and of groups of similar species. *Journal Of Applied Ecology*, 32, 362-371.
- Prip, C., Wind, P. & Jørgensen, H. 1995. Biologisk mangfoldighed i Danmark -status og strategi. Miljø- og Energiministeriet, København.,
- Reddersen, J. 1997. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15, 61-71.
- Reddersen, J. 1999. Naturindhold i økologisk jordbrug. S. 69-84 i Alrøe, H. & Andreasen, C.B. (red.): Natur, Miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-Rapport nr 3.
- Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. 2000. Mere og bedre natur i landbrugslandet. Dokumenteret grundlag for en ekstra indsats Faglig rapport fra DMU, 288, 1-109. DMU,
- Risager, M. & Aaby, B. 1997.: Højmoser 1996, Arbejdsrapport, DMU, Naturovervågning, nr 46
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. & Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Stolze, M., Pierr, A., Häring, A. & Dabbert, S. 2000. The environmental impact of organic farming in Europe. 6, 1-127. University of Hohenheim.
- Sunderland, K. & Samu, F. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 95, 1-13.
- Thomas, M.B., Sotherton, N.W., Coombes, D.S. & Wratten, S.D. 1992. Habitat factors influencing the distribution of polyphagous predatory insects between field boundaries. *Annals Of Applied Biology*, 120, 197-202.
- Tybirk, K. & Jørgensen, V. 1999. Ammoniak i landbrug og natur. *Jordbrug & Miljø* 1. DMU/DJF. 39s
- Tybirk, K. & Fredshavn, J. 2000. Sådan kan vi prioritere. *Jord og Viden*, 22, 11-13.

- van Mansvelt, J.D., Stobbelaar, D.J. & Hendriks, K. 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. *Landscape And Urban Planning*, 41, 209-227.
- Wascher, D.M. (ed.) 2000. *Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe*. European Centre for Nature Conservation. Tilburg.
- Wilson, G.A., Buller, H. & Höll, A. 2000. Conclusions: agri-environmental policy beyond Regulation 2078. *Agri-environmental Policy in the European Union* (eds H. Buller, G.A. Wilson, and A. Höll), pp. 255-260. Ashgate, Aldershot.

5 Biologiske og produktionsmæssige hensyn på dyrkningsfladen og samspil med udyrkede habitater

Jørgen A. Axelsen¹⁾ & Vibeke Langer²⁾

¹⁾ Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi

²⁾ Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Agroøkologi, Institut for Jordbrugsvidenskab

5.1 Indledning

Dette kapitel fokuserer på i hvilket omfang og på hvilke måder, praksis i det eksisterende økologiske jordbrug er egnet til at opfylde målsætningen om at "sikre at alle levende organismer lige fra mikroorganismer til planter og dyr, som jordbrugeren arbejder med, bliver forbundsfæller" (LØJ, 1998). Dermed diskuteres dels de produktionsmæssige og dels de biologiske hensyn, ud fra en systemøkologisk naturopfattelse, jævnfør kapitel 1.

Med praksis mener vi såvel dyrkningspraksis, dvs. handlinger betinget af jordbrugsproduktionen, som andre af landmandens handlinger, der har konsekvenser for den biologiske mangfoldighed. Med fokus på dyrkningsfladen på økologiske bedrifter gennemgår vi, 1) hvad sker der på de økologiske bedrifter, 2) hvordan kan det forventes at påvirke den biologiske mangfoldighed og 3) hvilke konsekvenser har det for økosystemets funktion på de økologiske bedrifter med særlig fokus på funktioner af betydning for produktionen.

Ud over dyrkningsfladen (arealer i omdrift) inkluderer vi de tilstødende småbiotoper og arealer uden for omdrift, som gensidigt påvirker hinanden. På disse arealer fokuserer vi på organismer, der er tilpasset livsvilkårene på dyrkningspåvirkede arealer, og på de proces-

ser, de indgår i. Fokus er først og fremmest på de økologiske processer, der har betydning for landbrugsdriften, og som ofte betegnes "økologiske servicefunktioner" (f.eks. naturlig kontrol af skadegørere eller nedbrydning af afgrøderester). Men der beskrives også de sammenhænge i agroøkosystemet, der er en forudsætning for, at ønskede arter eller typer af organismer uden en driftsmæssig funktion, f.eks. rovfugle eller kornblomster, kan overleve på dyrkningsfladen. Vi beskæftiger os i dette kapitel således ikke med det økologiske jordbrugs rolle i beskyttelsen af truede arter eller habitater (se kapitel 4).

Det er ikke vores hensigt at præsentere al tilgængelig viden inden for området, men at opdatere med nytilkommen viden på centrale punkter i forhold til Elmholt & Axelsen (1999). Sammenhængen mellem på den ene side landbrugets arealanvendelse, driftspraksis og forvaltning af udyrkede arealer og på den anden side den biologiske mangfoldighed på dyrkningsfladen er for nylig behandlet indgående i Reddersen et al. (1999) ud fra et generelt synspunkt, og med særlig fokus på det økologiske jordbrug, i Elmholt & Axelsen (1999) og Reddersen (1999). Tilsvarende reviews kan findes i Azeez (2000) og i Piffner (2000).

Vi tager udgangspunkt i, at biologisk mangfoldighed i agerlandet formodes at fremme en række "økologiske servicefunktioner", som er vigtige for den økologiske jordbrugsproduktion, og at biologisk mangfoldighed i agerlandet bestemmes af kvaliteten af den enkelte habitat (en mark, et hegn) samt af tilgængeligheden af forskellige habitater. Med denne synsvinkel vil vi opsummere og diskutere foreliggende viden om økologiske bedrifter arealanvendelse og driftspraksis, dvs. "hvad der sker på de økologiske bedrifter", med det formål dels at skabe overblik over den nuværende situation, dels udpege behov for viden, der kan bidrage til en målrettet udvikling af det økologiske jordbrugs praksis.

5.2 Biologisk mangfoldighed og økosystemfunktioner

De fleste af de plante- og dyrearter, der forekommer på dyrkningsfladen, forbindes ikke med nogen særlig værdi i en naturbeskyttelsesammenhæng, bl.a. fordi de er allestedsnærværende og ikke karakteriserer nogen naturligt forekommende habitat. Derimod har man længe beskæftiget sig med dyrkningsfladens mikroorganismer, planter og dyr på grund af deres rolle i agroøkosystemets funktion, de såkaldte økologiske serviceydelser eller gratis-tjenester (Arler, 2000).

Et af de centrale spørgsmål er, om økosystemets funktioner er relateret til diversitet (og i givet fald til hvilken type diversitet) og dermed om der skal stræbes efter høj diversitet i forventning om at ønskede processer i systemet forløber bedre (Ekschmitt & Griffiths, 1998; Bengtsson, 1998). Der er absolut ikke enighed om svaret på dette spørgsmål i den videnskabelige litteratur. Schläpfer et al. (1999) har foretaget en spørgeskemaundersøgelse om forskeres opfattelse af forholdet imellem biodiversitet og økosystemets funktion. Undersøgelsen blev foretaget blandt 38

forskere, som alle har publiceret forskningsresultater omkring emnet. Den generelle opfattelse hos disse forskere var, 1) at den biologiske diversitet er stærkt korreleret med hastigheden af processerne i økosystemet, og 2) at disse samme processer også (dog i variabel grad) er vigtige for de "økologiske gratisydelser". Resultatet af denne undersøgelse synes ret overbevisende, men følgende eksempler fra Bengtsson et al. (1997) vil vise, at der ikke er generel enighed om konklusionerne.

For primærproducenterne er det vist, at øget plantediversitet frem til en vis grænse øger et økosystems produktivitet. Omvendt tyder undersøgelser af jordfaunaen på, at mens antallet af funktionelle grupper af jordbundsdyr er vigtig, så påvirker artsdiversiteten af dyrene i sig selv ikke produktiviteten, bl.a. fordi de enkelte arter og grupper er af forskellig betydning for det samlede resultat. Heller ikke mellem diversiteten i planterester (dvs. den overjordiske diversitet) og omsætningen af dem i jorden kan der konstateres en generel sammenhæng, selvom der kan ses effekter på enkelte arter. Også i forbindelse med naturlig kontrol af landbrugsskadedyr har man eksempler på, at høj diversitet af nyttedyr ikke fører til mere effektiv naturlig kontrol. Eksempelvis viser en række undersøgelser, at forøget plantediversitet i agroøkosystemer i form af blomsterstriber i markkanten kan øge både antallet af individer og antallet af arter af svirrefluer (Syrphider), men ikke nødvendigvis har nogen indflydelse på svirrefluernes kontrol af bladlus i marken (Sommagio, 1999).

Bengtsson et al. (1997) konstaterer på grundlag af det ret begrænsede antal eksisterende undersøgelser, at økosystemets funktioner påvirkes forskelligt af diversitet alt efter, hvilket system, hvilke arter og hvilke processer der er tale om. At biodiversitet i sig selv formodentlig ikke er afgørende for økosystemers funktion begrundes bl.a. med at man ikke kan

forvente, at et enkelt tal – artsrigdom eller et diversitetsindeks – kan fange den kompleksitet, der kendetegner relationer og interaktioner mellem tilstedeværende arter og deres funktioner i et økosystem. I stedet peges der på, at høj diversitet sikrer, at der er arter til stede til at udføre andre funktioner i økosystemet, hvis behovet for services eller miljøet ændres (Bengtsson, 1998).

Diskussionen om sammenhængen imellem biodiversitet og økosystemets funktion/servicesydelser kan opsummeres således:

1. spørgsmålet er betydningsfuldt for økologisk jordbrug
2. mange forskere mener, der er en positiv sammenhæng imellem biodiversitet og økosystemets gratisydelser
3. andre forskere mener, at diversitet i sig selv ikke kan forventes at medføre forbedret økosystemfunktion, men at stor diversitet er vigtig for økosystemers evne til at tilpasse sig ændringer
4. at der ikke er viden nok til sikre konklusioner

5.3 Økologiske servicesydelser

De vigtigste økologiske gratisydelser fra agerlandets planter, dyr og mikroorganismer for landbrugsproduktionen omfatter følgende (for yderligere information se Elmholt & Axelsen, 1999; Reddersen et al. 1999):

Næringsstofkredsløb og jordstruktur. Det er generelt accepteret, at nedbrydning og mineralisering af organisk stof i jorden varetages af mikroorganismene. Der er da heller ikke nogen grund til at betvivle deres store betydning, men der findes nogle undersøgelser, der peger på, at jordfaunaen også under nogle omstændigheder kan spille en betydelig rolle i land-

brugssystemer (faunaens betydelige rolle for mineraliseringen i skovøkosystemer er allerede anerkendt). Således har Didden et al. (1994) fundet, at faunaen står for 39,4 % af den totale mineralisering i et integreret dyrkningssystem med stort input af organisk stof, sammenlignet med 4,3% i et mineralgødet konventionelt system. Dette støttes af laboratorieeksperimenter med rajgræs i jord, der har været ugødet i 15 år. Der blev tilført organisk stof i form af græs på overfladen og tilsat springhaler og/eller regnorme. Plantebiomassen i forsøgene med tilsætning af regnorme var fordoblet i forhold til kontrolforsøgene. De tilsatte springhaler nedsatte plantebiomassen, men medførte en forøgelse af planternes kvælstofindhold (Scheu et al., 1999). Tilsvarende viste laboratoriesystemer med springhaler, nematoder og græsvækst, at springhaler kan forøge mineralisering, udvaskning og planteindhold af både kvælstof og fosfor (Bardget & Chan, 1999).

Naturlig kontrol af plantesygdomme. Der findes gode beviser for at springhaler, der overvejende lever af svampe, kan undertrykke plantepathogene svampe (Lootsma and Scholte, 1998; Scholte and Lootsma, 1998). Dette støttes af en ny undersøgelse, der fastslår, at springhalen *Mesophorura krausbaueri* (meget almindelig i dansk agerjord) gerne æder hyfer eller frugtlegemer af fire kendte plantepathogene svampe og vokser og formerer sig godt på dem (Sabatini & Innocenti, 2000).

Fødegrundlag for organismer højere i fødekæden. Mange af agerlandets almindelige planter og dyr fungerer som fødegrundlag for dyr, der er ønskede enten på grund af deres funktion som nyttedyr eller for deres rekreative værdi i forbindelse med jagt eller oplevelser. En divers ukrudtsflora huser f.eks. mange arter planteædende insekter, som fungerer som byttedyr for prædatorer og fugle og som værter for parasitoider.

Naturlig kontrol af skadedyr. Mange undersøgelser har vist, at løbebiller har en effekt som naturlige fjender for bladlus (Kromp, 1999) og deltager i kontrollen af disse skadedyr, mens det har været svært at finde dokumentation for effekter på andre skadedyr. Dokumentationen af edderkoppers betydning er mere sparsom, men Riechert and Bishop (1990) har vist en betydelig effekt på bladlus i en grundig undersøgelse. Det er afgørende for den naturlige kontrol, at den sætter ind i bladlusenes etableringsfase og derfor at prædatorerne er til stede i marken ved bladlusenes indflyvning (Toft and Axelsen, *in prep.*).

5.4 Landbrugslandskabet som levested

Et landbrugslandskabs kvalitet som levested for planter, dyr og mikroorganismer afhænger af i hvor høj grad, de forskellige arter kan få opfyldt deres basale behov. For stedbundne (habitatbundne) organismer, f.eks. planter og mange jordlevende dyr, er levevilkårene i den enkelte habitat afgørende for, om organismen findes. For organismer, som udnytter forskellige habitater, er ikke kun kvaliteten af hver af disse levesteder, men også tilstedeværelse og indbyrdes placering af levesteder i det aktuelle landskab, vigtig (Neave et al., 2000). Den samlede biologiske mangfoldighed i et givet landbrugslandskab bestemmes således af diversiteten i hver af habitattyperne, habitatdiversiteten og -heterogeniteten samt endelig af fordelingen på naturarealer, halvkulturer og omdriftsarealer (Duelli, 1997)(se også kapitel 4).

Habitatkvalitet opleves forskelligt fra organisme til organisme og fra gruppe til gruppe. For dyr med ét eller flere jordlevende stadier og for flerårige planter vil en uforstyrret jord være en afgørende kvalitetsfaktor. For planteædende insekter er udbuddet af fødeplanter vigtig, og eftersom mange andre dyregrupper lever af de planteædende insekter, vil plante-

diversitet ofte slå igennem på højere niveau. Således menes en blandet vegetation med en divers bladlusfauna at vedligeholde en divers gruppe naturlige fjender (Müller & Godfray, 1999). Antallet af plantearter i en habitat, undersøgt over en bred kam af habitattyper fra omdriftsmarker til enge, ses da også at være højt korreleret med det totale antal dyre- og plantearter i habitatet, mens denne korrelation er ret begrænset for de insektgrupper, der ofte anvendes som indikatorer, f.eks. løbe- og rovbiller (Duelli & Obrist, 1998).

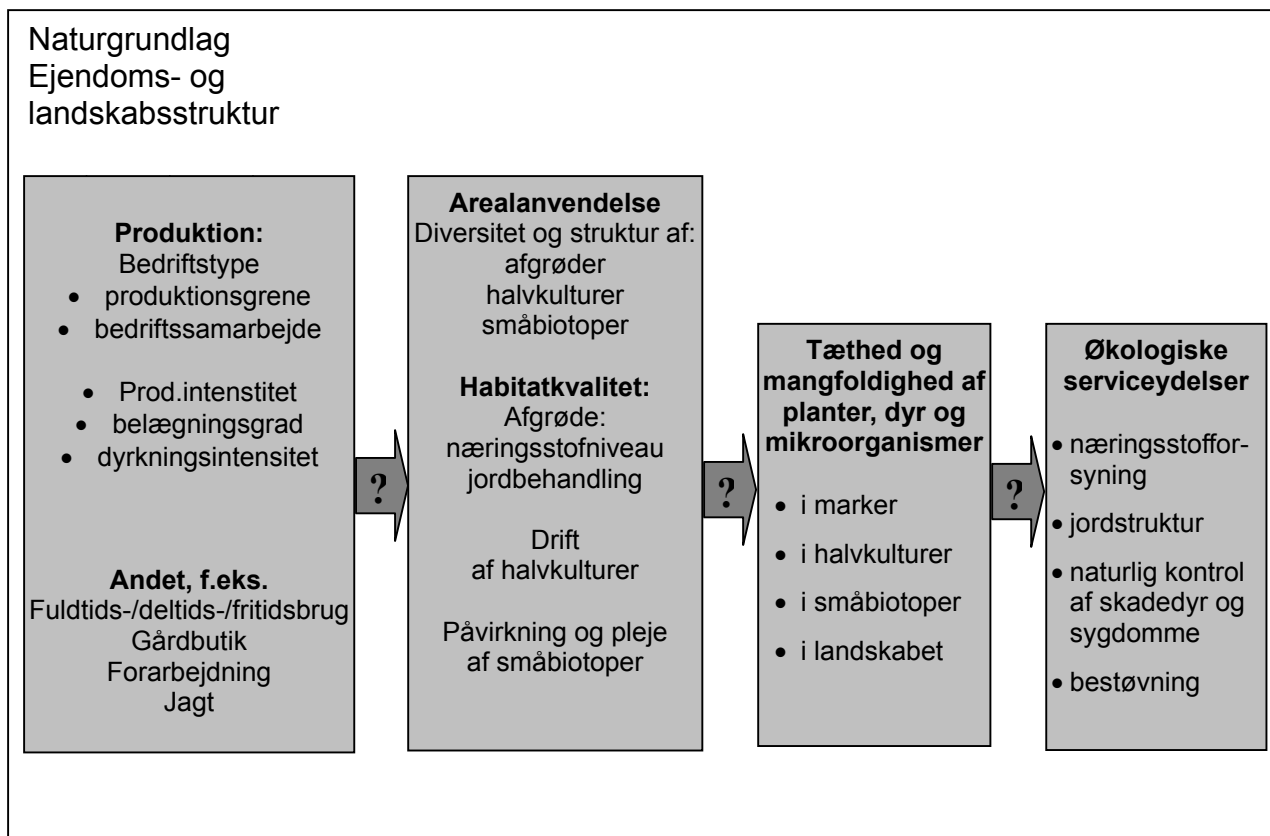
Såvel kvaliteten af den enkelte habitat som tilgængeligheden af habitater på de økologiske bedrifters dyrkningsflade bestemmes af produktionsmetoder, arealanvendelse og af den måde, bedriftens udyrkede arealer forvaltes på. Disse forhold er bestemt af bedriftstype og af produktionens intensitet, som begge i nogen grad er dikteret af de naturgivne betingelser (Figur 5.1).

5.5 Habitatkvalitet i økologisk jordbrug

Den økologiske praksis bestemmer levevilkårene på de dyrkede marker

Levevilkårene for planter, dyr og mikroorganismer på økologiske omdriftsmarker er især påvirket af,

1. at sædskiftet som regel inkluderer én- eller flerårige kløvergræsafgrøder
2. at vårafgrøder spiller en større rolle end vintersæede afgrøder
3. at der udelukkende anvendes organisk gødning
4. at kvælstofniveauet på økologiske husdyrløse brug er lavere end på konventionelle
5. at der ud over den almindelige jordbearbejdning (pløjning, harvning) ofte udføres mekanisk ukrudtsbekæmpelse (strigling, radrensning).



Figur 5.1 Centrale spørgsmål vedrørende den måde, hvorpå produktionen sammen med andre træk ved den økologiske bedrift, bestemmer levevilkårene for planter, dyr og mikroorganismer og dermed de økologiske serviceydelser

Disse fem forhold er indbyrdes afhængige, f.eks. afhænger både arealet med intensiv jordbehandling og arealet, der tildeles organisk gødning, af afgrødesammensætning og bedriftstype.

Græsmarker i omdrift udgør 33% af det økologiske areal (Plantedirektoratet, 2000) sammenlignet med under 10% af det samlede danske landbrugsareal (Danmarks Statistik, 1997). Afgrødefordelingen på 448 bedrifter, der omlagde til økologisk jordbrug i 1997, viser, at de planlagde at øge deres areal med græs i omdrift fra 18% før omlægning til i gennemsnit 36% efter omlægning. Disse gennemsnitstal dækker over en variation inden for de forskellige bedriftstyper: hos omlæggende

mælkeproducenter øges arealet med omdriftsgræs fra 27% til 48%, mens det hos konventionelle planteavlere ændres fra 9% til i gennemsnit 25% efter omlægning (Langer, 2000b). Da omdriftsgræs efter udlæg i korn er uforstyrret både i udlægsåret og i de følgende 1-3 år, betyder en omlægning således på alle bedriftstyper, at andelen med afgrøder, der ikke jordbehandles årligt, og som derfor tilbyder mere gunstige levevilkår for jordbundfaunaen, dækker et betydeligt areal.

Ud over det store areal med græs i omdrift karakteriseres de økologiske sædskifter desuden af mere vårsæd end de konventionelle. Konventionelle bedrifter, der omlagde i 1997, havde før omlægning i gennemsnit 23% af

arealet med vinter- og 23% med vårsæd. Deres planlagte økologiske sædskifter indeholdt i gennemsnit 28% vårsæd og kun 9% vintersæd (Langer, 2000b). Disse karakteristiske træk ved økologiske sædskifter, (kløvergræs og et skift fra vinter- til vårafgrøder) nævnes også på engelske økologiske bedrifter som gennemgående og anses her for at være af stor betydning for den vilde flora og fauna i markerne (Gardner & Brown, 1998).

De økologiske bedrifters næringsstofniveau bestemmer afgrødernes udbyttensniveau og dermed deres tæthed og konkurrenceevne. Sammen med ukrudtsbekæmpelsen er dette afgørende for tæthed og diversitet af vilde planter (ukrudt) (Hald, 1998). Sammenhængen mellem bedriftstype og kvælstofniveau, forskellige former for jordbehandling samt hvor ofte de enkelte marker modtager husdyrgødning er imidlertid ikke systematisk undersøgt.

Konsekvenserne af den økologiske praksis på de dyrkede marker

Den økologiske praksis påvirker forholdene for de biologiske hensyn betragteligt. I det følgende opdateres viden i forhold til Elmholt & Axelsen (1999).

Tildeling af organisk stof

Tilførslen af organisk stof (husdyrgødning, afgrøderester, grøngødning, slam m.m.) fremmer næsten alle jordlevende grupper betydeligt, herunder mider, edderkopper og løbebiller (Pimentel & Warnke, 1989; Kromp, 1999; Sunderland & Samu, 2000), hvilket er en vigtig årsag til at konventionelle planteavlbrug har en relativt ringe jordfauna.

Jordbearbejdnings

En række sammenligninger mellem traditionel og reduceret jordbearbejdningsseffekt på mikroorganismer, mikrofauna og makrofauna viser, at regnorme, løbebiller og edderkopper rammes hårdest af jordbearbejdnings, mens mider og springhaler er knapt så udsatte (Wardle, 1995). Derimod er effekterne på mikroorganismer og mikrofauna ikke særlig kraftige. At de største arter rammes hårdest, hænger i høj grad sammen med, at de har længste livscyklusser og at de derfor skal bruge længere tid på at opnå samme populationsstørrelse som før en jordbearbejdning. Tallene for løbebiller og edderkopper bekræftes af Kromp (1999), som i et review nævner at pløjedybden er afgørende for effekten på løbebiller, således at overfladisk jordbearbejdning, f.eks. mekanisk ukrudtsbekæmpelse med harve, har ringe effekt mens dybdepløjning er katastrofalt. Edderkopper er mere skrøbelige end biller og rammes meget hårdt af alle former for jordbearbejdning.

Sædskifte og afgrødefordeling

De enkelte afgrøder påvirker levevilkårene i marken på to måder: dels gennem afgrødens egne egenskaber, f.eks. vækstform og jorddække, dels gennem den jordbehandling og gødsning, og den tidsmæssige placering af disse, der er knyttet til netop denne afgrøde. At økologiske sædskifter generelt opfattes som positive for agerlandets vilde flora og fauna bekræftes af, at de fire hyppigt forekommende træk ved økologiske sædskifter: stubmarker, udsåning af vårsæd, udlæg af kløvergræs i korn samt etablering af omdriftsgræs, kan opnå tilskud under et af de engelske programmer til forbedring af naturindholdet i agerlandet (Arable Stewardship Scheme) (Marshall, 1998). Begrundelsen for at yde tilskud er bl.a. stubmarkers positive betydning for fugle om vinteren og vårafgrøders funktion som ynglesteder for fugle i forsom-

meren samt som levested for forårsspirende ukrudtsarter.

Biller og edderkopper er ikke afhængige af selve afgrøden, men påvirkes af de forstyrrelser, den udsættes for, f.eks. pløjning, hvilket betyder, at der er flest dyr i vinterafgrøder og permanente græsarealer (Kromp, 1999). Desuden er afgrødedække afgørende for både edderkopper og løbebiller, da dette spiller ind på både mikroklima, muligheder for at fæstne spind og mængden af byttedyr. Vår- og vinterafgrøder og den deraf følgende forårs- og efterårspøjning forstyrrer forskellige arter af løbebiller og kan således påvirke ikke blot antallet af biller, men også artssammensætningen (Kromp, 1999).

For vilde planter betyder de lavere udbytter og dermed mere åbne afgrøder i danske økologiske kornmarker en større tæthed, diversitet og andel af ukrudtsarter, hvis blomster er højt placeret og derfor både er tilgængelige for flyvende insekter og synlige i afgrøden (Hald, 1999a). Derudover har den større vægt på vårsæede afgrøder betydning for ukrudtsdiversiteten, idet den potentielle ukrudtsdiversitet, målt ved det totale antal ukrudtsarter, er størst i vårsæede afgrøder, mindre i efterårssæede og mindst i omdriftsgræs (Andreasen, 1990). I omdriftsgræs findes dog to- og flerårige ukrudtsarter, som ikke kan trives i enårige afgrøder, hvorfor tilstedeværelsen af omdriftsgræs kan bidrage til den samlede plantediversitet i sædskiftet. Sammenlignes vårsæd med vintersæd, er både den generelle plante- og artstæthed og tætheden af værtsplanter for planteædende insekter, højere i vårsædsmarker (Hald, 1999b). Van Elsen (2000) pointerer, at markukrudtet i økologisk jordbrug i højere grad end nu, på grund af deres effekter på forskellige grupper af ukrudtsfloraen, bør anskues ud fra dets nytteværdi som fødegrundlag for nytteinsekter og som jordforbedring og stiller spørgsmål ved almindelige øko-

logiske dyrkningspraksis som brug af udlæg og tidlig pløjning.

Den økologiske driftsform

Sammenlignende undersøgelser af konventionelle og økologiske marker kan ses som undersøgelser af kvalitet i habitater (marker), der har været udsat for to forskellige kombinationer af dyrkningsmetoder (gødskning, jordbehandling). Krogh (1994) har således foretaget en sammenligning af jordbundsfaunaen i fire forskellige driftssystemer: økologisk (udført kort tid efter omlægning), integreret foderproduktion, integreret planteavl og konventionel planteavl. I de integrerede systemer er der brugt moderate mængder pesticider, og der er overvejende blevet gødet med svinegylle, mens der er brugt normal pesticiddosering og gødet med kunstgødning i de konventionelle marker. Der var klart flere springhaler i det økologiske sædskifte end i de øvrige sædskifter, mens midetallet lå på samme niveau, med undtagelse af et klart lavere antal i konventionel planteavl. Antallet af springhalearter var det samme i de økologiske (14), integrerede foderproduktions- (13) og integrerede planteavlssystemer (14), mens der var færre arter i det konventionelle planteavlssystem (11).

Også regnormbestandene blev fulgt på disse arealer, fra omlægning til økologisk drift i 1986 til 1992 og igen i 1997 (Christensen og Mather, 1998). Før 1986, da arealet blev benyttet til kornproduktion i et normalt konventionelt planteavlssædskifte, var regnormebestanden ringe – kun 31 pr. m² i gennemsnit, hvilket var typisk på konventionelle, kornproducerende brug på det tidspunkt. I løbet af de første 6 år efter omlægning, steg den gennemsnitlige tæthed for sædskiftet med 8 gange. I en 2. års kløvergræsmark blev tætheden fordoblet. Ser man på præcis den mark, hvor der

var kløvergræs i 1997, er der sket en forøgelse af bestanden med en faktor 20.

Ligesom i andre sammenlignende undersøgelser af driftssystemer er både sædskifter og afgrøder forskellige fra driftssystem til driftssystem, og resultaterne i ovenstående undersøgelse kan være en effekt af sædskifte og input af organisk gødning. I en schweizisk undersøgelse (Pfiffner & Mader, 1997) er regnormebestandene derimod målt i marker, hvor der har været anvendt samme sædskifter, men forskellige dyrkningssystemer: ugødet, biodynamisk, økologisk, konventionelt med husdyrgødning og konventionelt med mineralgødning. Der er tilført samme mængde husdyrgødning i de biodynamiske, økologiske og konventionelle systemer med husdyrgødning. I de konventionelle marker er ukrudt og skadedyr bekæmpet kemisk efter gældende vejledninger i Schweiz i starten af 90'erne. Resultaterne viste i tre ud af fire tilfælde et signifikant større antal regnorme i det økologiske end i det konventionelle system med husdyrgødning (Figur 5.2).

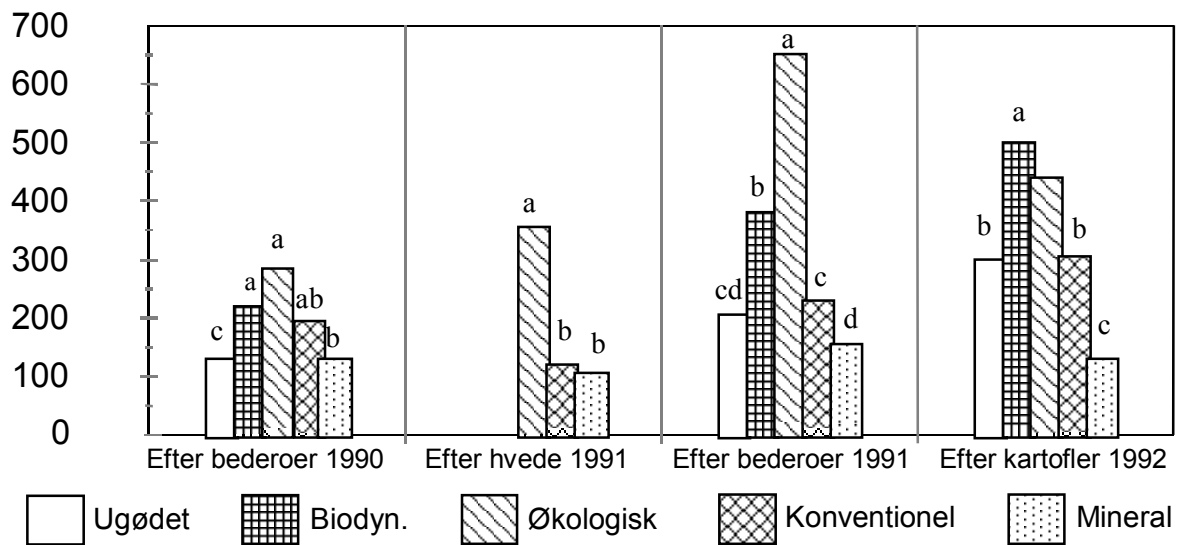
Der er ingen tvivl om, at der findes flere løbebiller i økologiske marker sammenlignet med konventionelle (Kromp, 1999). Der kan ikke drages en tilsvarende konklusion med hensyn til edderkopper, men der findes dog en sammenlignende undersøgelse af faunaen, som også inddrager edderkopper (Reddersen, 1997). Resultaterne viste højere edderkoppe-tætheder (dog ikke signifikante) i alle tre undersøgelsesår.

Den økologiske praksis: drift og påvirkning af arealer uden for omdrift

Der findes kun få danske undersøgelser af, hvilke dyrkningsmæssige påvirkninger arealer uden for omdrift, dvs. vedvarende græs og småbiotoper, udsættes for på økologiske bedrifter. Tress (1999) har ved en sammenligning af 145 økologiske og 361 konventionelle bedrifter, fordelt på to amter, fundet, at 73% af de økologiske bedrifter mod 57% af de konventionelle bedrifter har vedvarende græs på bedriften. Af de vedvarende græsarealer på de økologiske bedrifter drives over 60% ekstensivt, dvs. uden gødskning og uden eller med kun ét årligt slæt. Andelen af afgræssede græsmarker, der gødes, er godt 20%, mens 40% af arealerne med græs til slæt gødes på de økologiske bedrifter. Til sammenligning gødes over 70% af begge disse typer vedvarende græsarealer på undersøgelsens konventionelle bedrifter. Der er imidlertid så stor forskel på sammensætningen af bedriftstyper mellem undersøgelsens økologiske og konventionelle bedrifter, at det er vanskeligt at konkludere, hvorvidt forskellene i drift af vedvarende græsarealer er betinget af den økologiske driftsform eller et resultat af det større antal mælkeproducerende bedrifter blandt de økologiske bedrifter. Desuden er der i Tress' undersøgelse fokuseret på antal marker og ikke på arealer, hvorfor den arealmæssige betydning af den økologiske praksis er vanskelig at vurdere.

Regnorme

Ens sædskifte, Schweiz



Figur 5.2 Sammenligning imellem regnormebestanden i fem dyrkningssystemer: ugødet, biodynamisk, økologisk, konventionelt med dyregødning og konventionelt med mineralsk gødning. (Efter Pfiffner & Mader, 1997)

Af samme undersøgelse fremgår, at knap halvdelen af de adspurgte økologiske landmænd slår bedriftens grøfte- og vejkanter, sammenlignet med kun 1/3 af de konventionelle landmænd. Samt at kun godt 40% af de økologiske landmænd mod 2/3 af de konventionelle beskærer deres hegn regelmæssigt (Tress, 1999). Dette er i god overensstemmelse med en engelsk undersøgelse af økologiske og konventionelle, blandede bedrifter, som viser, at kun 15% af hegnene på økologiske bedrifter plejes intensivt, sammenlignet med 60% af hegnene på konventionelle bedrifter (Entec, 1995). I et review lavet af The Soil Association konkluderes det, at markskel på undersøgte engelske økologiske bedrifter har højere hegn med flere træer og af bedre kvalitet end på konventionelle bedrifter, men fremstillingen giver ikke mulighed for at vurdere

det bagvedliggende datagrundlag i detaljer (Azeez, 2000).

Bedriftstypens betydning for kvaliteten af og dermed for levevilkårene for vilde planter i levende hegn er undersøgt i tre landbrugslandskaber af Baudry et al. (2000). Planteavlere har få og åbne hegn, mens intensive mælkeproducenter har den største andel hegn med tæt trævegetation. Både Baudry et al. (2000) og Kleijn & Verbeek (2000) dokumenterer, at afgrøden og den tilhørende dyrkningspraksis på tilgrænsende marker påvirker de ikke-dyrkede arealers kvalitet som levested for flora og fauna. At kvaliteten og dermed artssammensætningen af planter i vedvarende græsmarker er et resultat af en lang række træk ved driften er vist af Ellis et al. (1999), der har undersøgt græsmarkers urteflora på

bedrifter med forskellig grad af landbrugs- og ikke landbrugsmæssige aktiviteter og dermed med store variationer i driften.

Et af de vigtige ubesvarede spørgsmål vedrørende de økologiske bedrifers praksis i relation til arealer uden for omdrift er, i hvilket omfang det ofte lavere kvælstofniveau på økologiske, især husdyrløse bedrifter, afspejler sig i en mindre næringstofbelastning af de småbiotoper, der ligger i umiddelbar nærhed af omdriftsmarker.

Konsekvenser af den økologiske praksis på arealer uden for omdrift

For halvkulturer og småbiotoper på økologiske bedrifter er eutrofieringen som følge af naboskab med dyrkede marker den helt overvejende kvalitetsfaktor (Reddersen, 1999; Reddersen et al., 1999). Undersøgelser af artsrigdommen i urtevegetationen i smalle markskel har vist, at den afgørende faktor er gødningsniveauet i naboafgrøden og ikke pesticidpåvirkning (Kleijn & Verbeek, 2000), og der kan derfor ikke automatisk forventes en øget diversitet ved omlægning til økologisk jordbrug. Plantediversiteten i småbiotoper, såvel i hegnsplanterne som i urtevegetationen i bunden af hegn, er en vigtig bestemmende faktor for diversiteten af insekter, idet antallet af tilgængelige værtsplanter direkte bestemmer diversiteten af planteædende insekter, som igen er afgørende for antallet af arter, der lever af disse (Maudsley, 2000). Regelmæssig beskæring af hegn reducerer forekomsten af de fleste insektgrupper, men fremmer visse planteædende insekter på grund af den nyvækst, der følger af en beskæring (Maudsley, 2000).

Den konstaterede, mindre intensive pleje af hegn på økologiske bedrifter end på konventionelle (Tress, 1999) vil derfor kunne resultere i forbedrede leveduligheder for insekter.

Hvis Tress' (1999) resultater vedrørende en mere ekstensiv drift af vedvarende græs på økologiske bedrifter viser sig at være uafhængige af den uens sammensætning af bedriftstyper, kan der desuden forventes en højere plantediversitet på økologiske bedrifers vedvarende græsarealer (Hald, 1998).

5.6 Tilgængeligheden af forskellige habitater i økologisk jordbrug

Tilstedeværelsen af mange habitattyper i et landbrugslandskab er afgørende for, at planter og dyr, som er afhængige af bestemte, f.eks. uforstyrrede habitater, eller som har brug for flere forskellige habitattyper i løbet af deres livscyklus, kan overleve i det lokale landskab. Habitatdiversitet på dyrkningsfladen omfatter både afgrødediversitet og antallet af forskellige habitater uden for omdrift. f. eks. vedvarende græs, hegn og andre småbiotoper.

Afgrødediversitet og -heterogenitet på økologiske bedrifter

På økologiske bedrifter afhænger afgrøderne i højere grad end på konventionelle bedrifter af bedriftstypen. Beregninger af den gennemsnitlige afgrødediversitet på økologiske og konventionelle bedrifter skal derfor udføres på sammenlignelige bedriftstyper.

Når man beregner afgrødediversitet, er der en række forhold, der skal tages med i betragtning. Afgrøder, som i almindelighed opfattes som forskellige, f.eks. byg og havre, kan af nogle planter og dyr opfattes som ens, fordi nogle vigtige leveduligheder i de to afgrøder er ens. Omvendt kan samme afgrøde, dyrket med eller uden udlæg, opleves som to forskellige afgrøder af nogle dyr, fordi tilstedeværelsen af udlæg ændrer levedulighederne på afgørende punkter for netop denne gruppe dyr. For en

række plante- og dyrearter giver det mening at skelne mellem forskellige grupper af afgrøder, der med hensyn til såtidspunkt og jordbehandling behandles ens (f.eks. vintersæd, vårsæd, rækkeafgrøder, omdriftsgræs, osv.). Endelig har visse dyr nogle behov, der for at opfyldes kræver, at der er forskellige afgrøder til stede inden for deres rækkevidde. Derfor beregnes afgrødediversitet ofte med et bestemt udgangspunkt, dvs. for aktuelle dyr eller planter (Chamberlain & Fuller, 2000).

Afgrødediversiteten nævnes ofte som værende højere på økologiske end på konventionelle bedrifter. Tress (1999) angiver, at antallet af afgrødetyper på 145 økologiske bedrifter er 3,2 i Ribe Amt og 2,8 i Vestsjællands Amt, ud af maksimalt ni afgrødetyper: korn til modenhed, rækkeafgrøder, industrifrø, frø til udsæd, græs og grønfoder, grønsager, frugt og bær, brak og andet. Afgrødediversiteten er således ret ens og forholdsvis lav. På de økologiske bedrifter skyldes ensartetheden det store areal med græs og grønfoder på de mange mælkeproducerende bedrifter, mens det på de konventionelle bedrifter er det store kornareal, der slår igennem.

Habitatdiversitet og -heterogenitet

Habitatdiversitet og -struktur på økologiske bedrifter er dårligt belyst. En engelsk undersøgelse på i alt 480 økologiske og konventionelle bedrifter viser, at 95% af de økologiske bedrifter mod 45% af de konventionelle har mere end 5% udyrket areal i form af græsstriber eller bufferzoner (Gardner & Brown, 1998). En undersøgelse af blandede bedrifter i lavlandet viste ud over flere uplejede hegn også flere nyplantede hegn og arelle (ikke linieformede) småbiotoper på økologiske end på konventionelle bedrifter, mens der i højlandet kun var små forskelle (Entec, 1995). I andre refererede undersøgelser, der har været rettet mod bestemte arters levevilkår, siges det, at økologiske bedrifter generelt har flere

hegn og er mere alsidige og ekstensive (Azeez, 2000). En dansk sammenligning af økologiske og konventionelle bedrifter viser, at landmænd, der inden for de seneste 10 år har etableret småbiotoper, udgør en lidt større andel blandt økologerne (57%) end blandt de konventionelle (47%) (Tress, 1999). Denne overvægt hos økologerne ses kun i Ribe og ikke i Vestsjællands Amt, og kun hos fuldtids- og fritids-, men ikke blandt deltidslandmænd, hvilket indikerer, at mange andre ting end driftsformen spiller ind ved ændringer i arealanvendelsen (Primdahl, 1999). Endelig fremgår eventuelle rydninger af småbiotoper ikke af sammenligningen, således at der ikke kan konkluderes noget om nettoresultatet af driftsformen. Økologerne planter i gennemsnit længere hegn, mens de konventionelle landmænd har etableret større arelle biotoper (Tress, 1999).

Konsekvenser af tilgængelighed af forskellige habitater

Tilstedeværelsen af forskellige habitater betyder, dels at mange organismers forskellige behov kan opfyldes, dels at der kan ske udveksling mellem habitater. I et diverst landskab er antallet af arter i den enkelte habitat større, det samlede antal levesteder i landskabet er større og det samlede antal arter planter og dyr bliver dermed større end i et mindre diverst landskab (Duelli, 1997).

Løbebillearter er et godt eksempel på en gruppe insekter, der overvintrer i hegn og græsdekke skel imellem marker. Der sker i forårsperioden en indvandring af biller fra markkanter, hegn og andre nærliggende habitater til markerne efter jordbearbejdnings, der dræber mange af de eksisterende dyr i marken. Dette betyder, at store marker, hvor det meste af marken ligger langt fra hegn og skel, indeholder en mindre tæthed af løbebiller (arter og antal) end små marker. Dette har

også vist sig at have betydelig effekt på kontrollen af bladlus (Kromp, 1999).

Ligesom løbebillerne er edderkopperne afhængige af at have nogle "refugier", hvor de ikke rammes af jordbearbejdning og som en rekolonisering kan ske fra ved "ballooning", dvs. flyvning med vinden i små tråde af spind. Selvom det kan dokumenteres, at artssammensætningen af edderkopper i en habitat, f.eks. en dyrket mark, i høj grad er afhængig af betingelserne i netop denne habitat, så resulterer mange forskellige habitattyper i et landskab i, at der er mange forskellige edderkoppearter i luftrummet og dermed i, at potentialet for høj diversitet i den enkelte habitat er stort (Jeanneret et al., 2000). Det betyder, at en markstruktur med et afvekslende afgrødevalg af vinterafgrøder, vårafgrøder, flerårigt græs og brakmarker og overdrev har en meget positiv betydning. Især synes brak ifølge modelsimuleringer at have en betydelig effekt på edderkoppetæthederne (Topping, 1999), men flerårigt græs er også værdifuldt. Også for snyltehvepse er det vist, at tilstedeværelsen af forskellige habitater øger overlevelsesmulighederne, således at forskellige snyltehvepsearter, som parasiterer kornbladlus, er aktive i f.eks. kløvergræsmarker og hegn af energipil i perioder af året, hvor de ikke kan overleve i kornmarken (Langer, 2000a). Tilsvarende er det vist, at diversiteten af ikke-specialiserede insekter i lucernemarken øges med landskabets generelle diversitet (Jonsen & Fahrig, 1997), og at det samlede antal af insektfamilier i lucernen stiger med tætheden af hegn i det omgivende landskab (Holland & Fahrig, 2000).

Formålet med en fremtidig forskningsindsats bør være at undersøge og udnytte det økologiske jordbrugs potentiale til at varetage biologiske hensyn i agerlandet samtidig med, at de økologiske landmænd kan opfylde målsætningen om at gøre "alle levende organismer, som

jordbrugeren arbejder med, til forbundsfæller". Derfor er der behov for, at:

- beskrive variationen i de eksisterende økologiske bedrifters naturpraksis i relation til såvel naturgrundlag som driftstype
- identificere de vigtigste årsager til forskelle i naturpraksis for dermed at belyse, hvordan disse kan udnyttes, dels i bedrifternes egen udvikling, dels i en samlet naturforvaltningsindsats
- undersøge enkeltstående konkrete dyrkningsfaktorerers konsekvenser for naturindholdet med særlig fokus på de forventede økologiske servicefunktioner, med henblik på at øge den enkelte økologiske landmands mulighed for at øge potentialet for økologiske serviceydelser på sin bedrift

5.7 Vidensbehov

Reddersen et al. (1999) opstiller på baggrund af en række overordnede mål, der tilsammen skal sikre større naturindhold på de dyrkede marker og de tilstødende udyrkede arealer, en liste over handlinger, landmænd kan benytte sig af for at få mere og bedre natur på bedriften og dermed at opfylde det økologiske jordbrugs målsætning om at gøre "alle levende organismer, som jordbrugeren arbejder med, til forbundsfæller" (Tabel 5.1). Som det fremgår af nærværende kapitel, findes der kun få undersøgelser af, i hvilket omfang, med hvilke bevæggrunde og med hvilke konsekvenser de økologiske landmænd benytter sig af disse handlemuligheder på bedriftsniveau.

Formålet med en fremtidig forskningsindsats bør være at undersøge og udnytte det økologiske jordbrugs potentiale til at varetage biologiske hensyn i agerlandet samtidig med, at de økologiske landmænd kan opfylde målsætningen om at gøre "alle levende organismer, som

jordbrugeren arbejder med, til forbundsfæl-
ler". Derfor er der behov for, at:

- beskrive variationen i de eksisterende økologiske bedrifters naturpraksis i relation til såvel naturgrundlag som bedriftstype
- identificere de vigtigste årsager til forskelle i naturpraksis for dermed at belyse, hvordan disse kan udnyttes, dels i bedrif-
ternes egen udvikling, dels i en samlet naturforvaltningsindsats
- undersøge enkeltstående konkrete dyrkningsfaktorerers konsekvenser for naturindholdet med særlig fokus på de forventede økologiske servicefunktioner, med henblik på at øge den enkelte økologiske landmands mulighed for at øge potentialet for økologiske serviceydelser på sin bedrift

Overordnede mål	Konkrete mål	Handlinger
Opretholde og øge islættet af udyrkede arealer	<ul style="list-style-type: none"> • Sårbar og dårlig jord udtages først til halvkulturarealer og småbiotoper • Lokaliseres ved andre halvkulturer og småbiotoper 	1. Bevare og nyetablere halvkulturer og småbiotoper
Dyrkning uden negative effekter på det omgivende miljø	<ul style="list-style-type: none"> • Forhindre tab af næringsstoffer til luft og vand • Beskytte flora og fauna i nabobiotoper 	2. Etablere dyrkningsfri eller gødningsfri randzoner mod udyrkede arealer
Bevare og øge variationen og naturindholdet	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre mængde og variation i vegetationen • Øget lokal afgrødediversitet 	3. Tillade en vis mængde ukrudt 4. Øge variation i afgrødetyper, inkl. under- og efterafgrøder
Bevare og forbedre jordens frugtbarhed	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre god porøsitet og krummestruktur • Omsætning af vand og næring • Forhindre erosion • Stabilisere og øge humusfraktion 	5. Tilføre organisk materiale: gødning, grøngødning 6. Reducere akseltryk 7. Reducere jordbehandling intensitet og hyppighed
Forbedre potentialet for biologisk kontrol	<ul style="list-style-type: none"> • Forbedre levevilkår for prædatorer og snyltere i mark og nabobiotoper 	6. Begrænse marksammenlægninger - samt alle ovennævnte

Tabel 5.1 Målsætninger og eksempler på handlinger ud over de, der er fastlagt eller afledt af det økologiske regelsæt (tilpasset efter Reddersen et al., 1999)

5.8. Referencer

- Andreasen, C. 1990. Ukrudtsarternes forekomst på danske sædskiftemarker. Licentiatafhandling, KVL.
- Azeez, G. 2000. The biodiversity benefits of organic farming. The Soil Association, May 2000. Sponsored by WWF-UK. 34 pp. Internet: <http://www.soilassociation.org>. Citeret 15.10.00
- Arler, F. 2000. Ethiske aspekter ved bevarelse af biodiversitet. Under udarbejdelse.
- Bardgett, R. D. & Chan, K. F. 1999. Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1007-1014.
- Baudry, J., Burel, F., Thenail, C. , Le Cœur, D. 2000. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning* 50, 119-128
- Bengtsson, J., Jones, H., & Setälä, H. 1997. The value of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 12, 334-336
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10, 191-199
- Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 1-17
- Christensen, O.M. & Mather, J.G. 1998. Regnorme som øko-ingeniører i jordbruget: fra konventionelt til økologisk jordbrug. In *Økologisk Planteproduktion*. (ed. E. S. Kristensen), pp. 149: Danmarks JordbrugsForskning.
- Danmarks Statistik 1997. Landbrugsstatistik 1996. 310 pp.
- Diden, W. A. M., Marinussen, J. C. Y. , Vreekenbuijs, M.J. , Burgers, S.L.G.E. , DeFluiter, R., Geurs, M. & Brussard, L.. 1994. Soil mesofauna and macrofauna i 2 agricultural systems - factors affecting population-dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51(1-2). 171-186.
- Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62, 81-91
- Duelli, P. & Obrist, M. 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309
- Ekschmitt, K. & Griffiths, B.S. 1998. Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogenous and variable environment. *Applied Soil Ecology* 10, 201-215
- Ellis, N.E., Heal, O.W., Dent, J.B. & Firbank, L.G. 1999. Pluriactivity, farm household socio-economics and the botanical characteristics of grass fields in the Grampian region of Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76, 121-134
- Elmholt, S. & Axelsen, J.A. 1999. Jordens Biologi. S. 51-67 i Alrøe, H. & Andreasen, C.B. (red.): *Natur, Miljø og ressourcer i økologisk jordbrug*. FØJO-Rapport nr 3.

- Entec 1995. Effects of Organic farming on the Landscape. Udgivet af Countryside Commission. Abstract på Internet: www.countryside.gov.uk/ccrn5.htm 16.2.1998
- Gardner, S. M. & Brown, R.W. 1998. Review of the comparative effects of organic farming on biodiversity. MAFF Contract OFO149. Citeret i The Biodiversity Benefits of Organic Farming - Executive Summary and Report. <http://www.soilassociation.org/SA/SAWeb.nsf>
- Hald, A.B. 1998. Sustainable agriculture and nature values- using Vejle County as a study area. NERI Technical Report 222.
- Hald, A.B. 1999a. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology* 134 (3), 307-314
- Hald, A.B. 1999b. The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. *Journal of Applied Ecology* 36, 24-32
- Holland, J. & Fahrig, L.2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 115-122
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Dreier, S., Pfiffner, L., Pozzi, S., Walter, T., Bigler, F. & Herzog, F. 2000. Biodiversity in cultivated landscapes: are landscape features important? *Proceedings 13th IFOAM Scientific Conference, Basel*, p. 448
- Jonsen, I.D. & Fahrig, L.1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology* 12, 187-195
- Kleijn, D. & Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37, 256-266
- Krogh, P. H. 1994. Microarthropods as bioindicators. A study of disturbed populations. *Terrestrial Ecology*. Silkeborg, Natural Environmental Research Institute: 96.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 187-228.
- Langer, V. 2000a. The potential of leys and short rotation coppice hedges as reservoirs for parasitoids of cereal aphids in organic agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment (In press)*
- Langer, V. 2000b. Farm level changes with conversion to organic agriculture in a region of intensive agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture (In revision)*.
- Lootsma, M. & Scholte, K. 1998. Effect of soil pH and amendments with dried fodder rape on mycophagous soil animals and *Rhizoctonia* stem canker of potato. *Pedobiologia* 42, 215-222.
- LØJ, 1998. Avlsregler. Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- Marshall, E.J.P. 1998. Arable management for biodiversity: a review of non-field margin options.
- Maudsley, M.J. 2000. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* 60, 65-76

- Müller, C.B. & Godfray, H.C.J. 1999. Predators and mutualists influence the exclusion of aphid species from natural communities. *Oecologia* 119, 120-125
- Neave, P., Neave, E., Weins, T. & Riche, T. 2000. Availability of wildlife habitat on farmland. I: T. McRae, C.A.S. Smith, L.J.Gregorich (eds.) Environmental sustainability of Canadian agriculture. Report of the Agri Environmental Indicator Project. Agriculture and Agri-Food Canada, pp. 145-156. Internet: <http://aceis.agr.ca/pfra/environe.htm>
- Pfiffner, L. 2000. Significance of organic farming for invertebrate diversity - enhancing beneficial organisms with field margins in combination with organic farming. I: S. Stolton, B. Geier, J.A. McNeely (eds.) The relationship between nature, conservation biodiversity and organic agriculture. IFOAM, IUCN, WWF.
- Pfiffner, L. & Mader, P. 1997. Effects of Biodynamic, Organic and Conventional Production Systems On Earthworm Populations. *Biological Agriculture & Horticulture* 15(1-4), 3-10.
- Pimentel, D. & Warneke, A. 1989. Ecological effects of manure, sewage sludge and other organic wastes on arthropod populations. *Agric. Zool. Rev.* 3, 1-30.
- Plantedirektoratet 2000. Statistik om økologiske bedrifter 1999. Autorisation og produktion. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri. 12 pp. Internet: www.plantedir.dk. Citeret 1.10.00.
- Primdahl, J. 1999. Agricultural landscapes as places of production and for living in owner's versus producer's decision making and the implications for planning. *Landscape and Urban Planning* 46, 143-150
- Reddersen, J. 1997. The Arthropod Fauna of Organic Versus Conventional Cereal Fields in Denmark. *Biological Agriculture & Horticulture* 15(1-4), 61-71.
- Reddersen, J. 1999. Naturindhold i økologisk jordbrug. S. 69-84 i Alrøe, H. & Andreasen, C.B. (red.): Natur, Miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-Rapport nr 3.
- Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. 1999. Mere og bedre natur i landbrugslandet. Dokumenteret grundlag for en ekstra indsats Faglig rapport fra DMU, 288, 1-109. DMU,
- Riechert, S.E. & Bishop, L. 1990. Pest control by an assemblage of generalist predators: Spiders in garden test systems. *Ecology* 71, 1441-1450.
- Sabatini, M. A. & Innocenti, G. 2000. Functional relationships between Collembola and plant pathogenic fungi of agricultural soils. *Pedobiologia* 44(3-4), 467-475.
- Scheu, S., A. Theenhaus, & Jones, T.H. 1999. Links between the detritivore and the herbivore system: effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. *Oecologia* 119(4), 541-551
- Schläpfer, F., Schmid, B. & Seidl, I. 1999. Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *OIKOS*, 84 (2), 346-352.
- Scholte, K. & Lootsma, M. 1998. Effect of farmyard manure and green manure crops on populations of mycophagous soil fauna and Rhizoctonia stem canker of potato. *Pedobiologia* 42, 223-231.

- Sommagio, D. 1999. Syrphidae: can they be used as environmental indicators ? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 343-356
- Sunderland, K. D. & Samu, F. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95, 1-13.
- Toft, S. & Axelsen, J. A. (*in prep.*). Simulation study of aphid predation by polyphagous predators: Role of alternative prey and predation defences in aphids.
- Topping, C. J. 1999. An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effects of landscape structure. *The Journal of Aracnology* 27, 378-386.
- Tress, B. 1999. Landwirtschaft-landschaft: Umstellungspotential und landschaftliche Konsequenzen der ökologischen Landwirtschaft in Dänemark. Ph.D. afhandling. Institut for Geografi og Internationale udviklingsstudier. Roskilde Universitetscenter.
- van Elsen, T. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 101-109
- van Elsen, T. 1996. Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Segetalflora. I: Diepenbrock, W., K.-J. Hülsbergen (red.), *Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden*. Beiträge der wissenschaftlichen Tagung am 25.04.1996 in Halle/Salle, 143-152.
- Wardle, D. A. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research* 26, 105-184.

6 Oplevelseskvaliteter ved økologisk jordbrug

Katrine Højring

Center for Skov, Landskab og Planlægning, Forskningscentret for Skov & Landskab

6.1 Indledning

Strukturændringerne i samfundet har medført, at det i dag kun er en meget lille del af befolkningen, der har et nært, dagligt forhold til landbrugslandskabet som levested og som arbejdsplads. For de 85% af befolkningen, der bor i byer (Danmarks Statistik, 1999), er det åbne land et sted, man besøger i sin fritid, et sted som giver plads til fysisk udfoldelse, til mødet med naturen og til at få en fornemmelse af et andet liv end ens eget. Samtidig udgør det åbne land uden sammenligning det vigtigste fritidstilbud i Danmark med 90% af befolkningen som aktive brugere (Jensen, 1998).

Økologisk jordbrug påvirker på samme måde som andre produktioner, der udnytter naturgrundlaget, landskabets indhold og fremtræden. Det er dermed gennem sine beslutninger og handlinger med til at bestemme de rekreative og æstetiske oplevelsesmuligheder, der er tilgængelige for befolkningen. Samtidig har økologisk jordbrug et værdigrundlag, der fokuserer på natur- og miljøkvalitet, som er nogle af de egenskaber, der netop anses for væsentlige og værdifulde i befolkningens rekreative brug og oplevelse af det åbne land. Økologisk jordbrug burde således principielt være særligt velegnet til at imødekomme befolkningens oplevelsesmæssige ønsker til landskabet. Forskningen på dette område har hidtil været særdeles begrænset, og der foreligger for øjeblikket kun meget få forskningsresultater vedrørende økologisk jordbrugs indflydelse på og

betydning for landskabets oplevelsesmæssige kvaliteter (Hendriks *et al.*, 2000).

Kapitlet vil således belyse de oplevelsesmæssige hensyn, som kan føjes til de biologiske og de produktionsmæssige hensyn, der traditionelt har domineret billedet, når der diskuteres naturkvalitet i relation til økologisk jordbrug.

6.2 Rekreation

Rekreation eller friluftsliv defineres på en række forskellige måder, afhængigt af om der fokuseres på aktiviteten eller på dens resultat. For dem, der fokuserer på aktiviteten, kan friluftsliv defineres som de typer aktiviteter, der gennemføres udendørs, uden for idrætsanlæg, i fritiden (Jensen, 1999). For dem, der fokuserer på resultatet, kan friluftsliv defineres som en mental genopbygning af individet, som foregår uden for en bygnings afgrænsninger (Douglass, 1975, her efter Jensen, 1999). Den sidste definition refererer således til ordet "rekreations" egentlige betydning som "genskabelse".

Friluftsliv kan principielt opdeles i to typer. Fra den ene synsvinkel opfattes landskabet primært som rum for udfoldelse, som plads - plads til at cykle, løbe, ro, ride, paraglide osv. Her bruges landskabet på samme måde som et idrætsanlæg eller en -bane. Det vil sige, at aktøren ikke går i dialog med omgivelserne, men udelukkende bruger dem som rekvisitter i sin fysiske udfoldelse.

Fra denne synsvinkel forholder personen sig primært til landskabet som kropslig udfordring. Her er en silo uinteressant som del af et landbrugsmæssigt produktionssystem, eller som form. Her er den først og fremmest interessant som klatremæssig udfordring. Tilsvarende opfattes en bakke eller et dige ikke som dele af landskabets geologiske eller kulturhistoriske strukturer, men som fysiske udfordringer eller forhindringer på ens træningsbane. Denne type bruger af landskabet går ikke i følelsesmæssig dialog med landskabet og den ydre natur, men med sig selv, sin egen krop og sin egen fysiske natur.

Fra den anden synsvinkel opfattes landskabet og naturen som genstand for oplevelsen. Det er landskabet og naturen i landskabet, man tager ud for at opleve. Her ligger aktiviteter som at botanisere, se på fugle og vildt, på insekter og at gå på jagt, eller at opleve landbruget, husdyrene og afgrøderne og den måde folk bor og lever på på landet, eller at opleve landskabet som helhed.

Synsvinklerne repræsenterer ekstremerne, men de tjener til at eksemplificere to meget forskellige måder at forholde sig til omgivelserne på, som igen har meget forskellige konsekvenser for, hvilken rolle landskabets indhold og fremtræden spiller i oplevelsen. I det første tilfælde er landskabet et middel til selvoplevelse, mens det i det andet tilfælde er målet for oplevelsen.

Set i relation til økologisk jordbrugs prægning af landskabets oplevelsesmæssige kvaliteter er landskab og natur som genstand for oplevelse den mest interessante synsvinkel, fordi den forholder sig til et meget bredere spektrum af sansemæssige informationer end den første. Derved forholder den sig også til flere af det økologiske jordbrugslandskabs kvaliteter.

6.3 Æstetisk erfaring

Ordet æstetik har sin oprindelse i det græske ord *aisthanasthai* - at sanse eller fornemme. Æstetisk erfaring opfattes derfor som en intuitiv, sansemæssig forståelse af et fænomen og dets sammenhænge. Denne type erfaring formuleres i modsætning til den intellektuelle erfaring, som bygger på det logiske ræsonnement. Af oplysningstidens filosoffer og videnskabsmænd ses den æstetiske erfaring som et supplement til den intellektuelle erfaring, idet de ikke mener, at verden alene kan begribes intellektuelt, men også skal forstås følelsesmæssigt og intuitivt (Baumgarten, 1750/58).

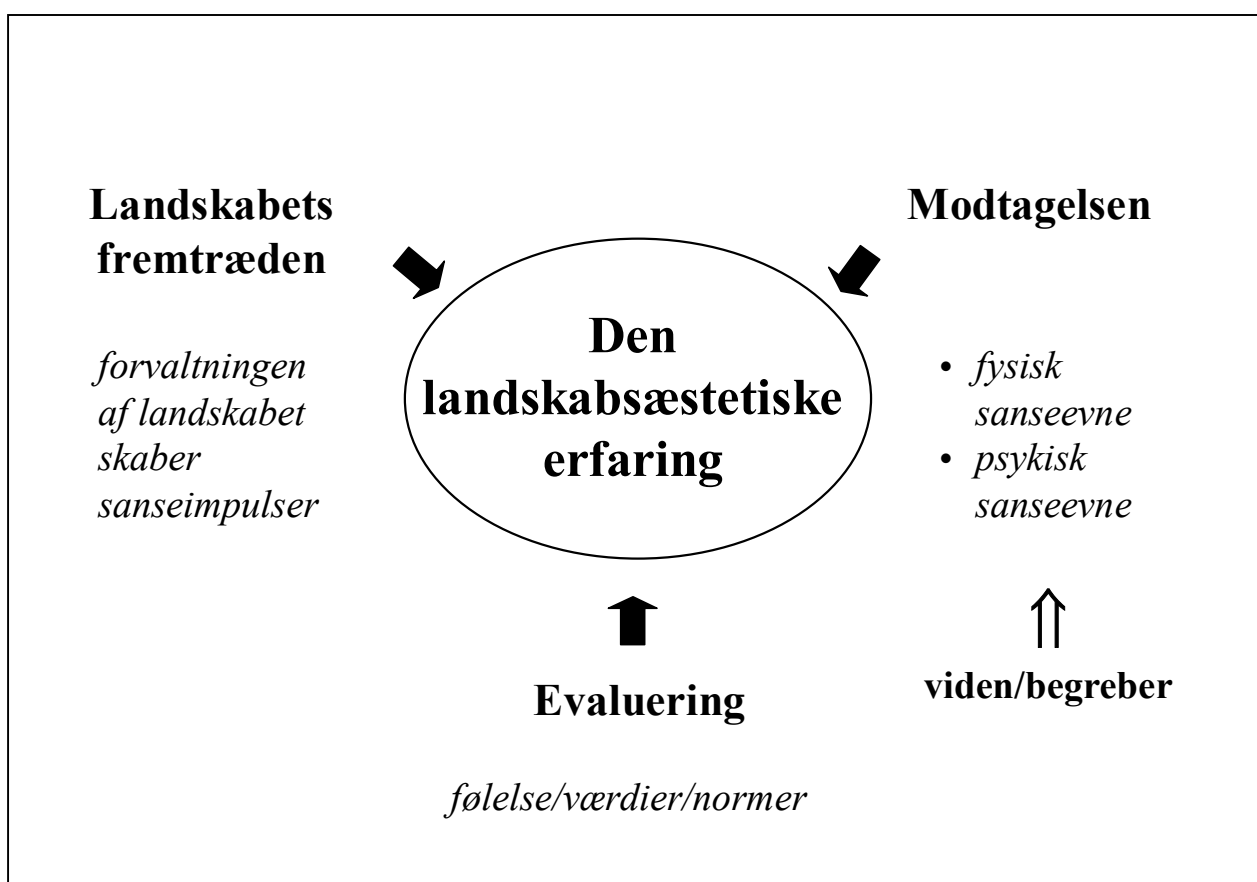
Begrebet landskabsæstetik vedrører den intuitive, sansemæssige erfaring af landskabet og naturen. Det er en følelsesmæssig overgivelse til landskabet, baseret på modtagne sanseimpulser, begrebsapparat, viden og værdiforståelse (Colquhoun, 1997; Højring & Caspersen, 1999). Den æstetiske erfaring udgør således et møde mellem de sanseimpulser, landskabet udsender, og iagttagersens sansevne og referenceramme (Figur 6.1).

Landskabets fremtræden er et resultat af forvaltningen af landskabet, af driftsformer, resourceudnyttelse, omsorg og pleje. Et utal af detaljer i landmandens dispositioner påvirker landskabets fremtræden for sanserne – markopdeling, sædskifte, afgrødevalg, husdyrtyper, jordbearbejdningsmetoder, markredskabernes typer og størrelser, intensitet i arealudnyttelse osv. Alle disse handlinger skaber umiddelbare effekter på landskabets oplevelsesmæssige indhold, på former, farver, dufte og lyde. Men de skaber også mere langsigtede effekter i landskabet, idet de er med til at forme landskabets struktur, dets indhold af levesteder for dyr og planter, der ikke er direkte relateret til produktionen. Det er disse effekter, der opleves som natur, og som udgør et væsentligt

element i landskabets oplevelsesmæssige potentiale.

Modtagelsen er dels et resultat af iagttagerens fysiske sanseevne - synets skarphed, hørelsen, lugtesansen, følesansen i lemmer og muskler, dels er den et resultat af iagttagerens psykiske sanseevne - iagttagerens viden om det han eller hun ser, iagttagerens evne til at danne begreber om det han eller hun iagttager og iagttagerens personlighed. Ornitologen skanner terrænet ud fra en vurdering af, om strukturen er varieret, om der er gode fourage-

ringsmuligheder og skjul for fuglene og om driften tilgodeser deres ynglebetingelser. Jægeren anlægger den samme synsvinkel, men ud fra en vildtmæssig betragtning og overvejer desuden, om der er egnede skjul med godt overblik over vildtets bevægelser. Den botanisk interesserede påskønner forekomsten af naturtyper, som favoriserer en usædvanlig og spændende flora. Den magelige værdsætter en velplaceret parkeringsplads og velanlagte stier, den ængstelige et godt overblik, mens eventyreren og opdageren måske netop tiltrækkes af det uvejsomme og det skjulte.

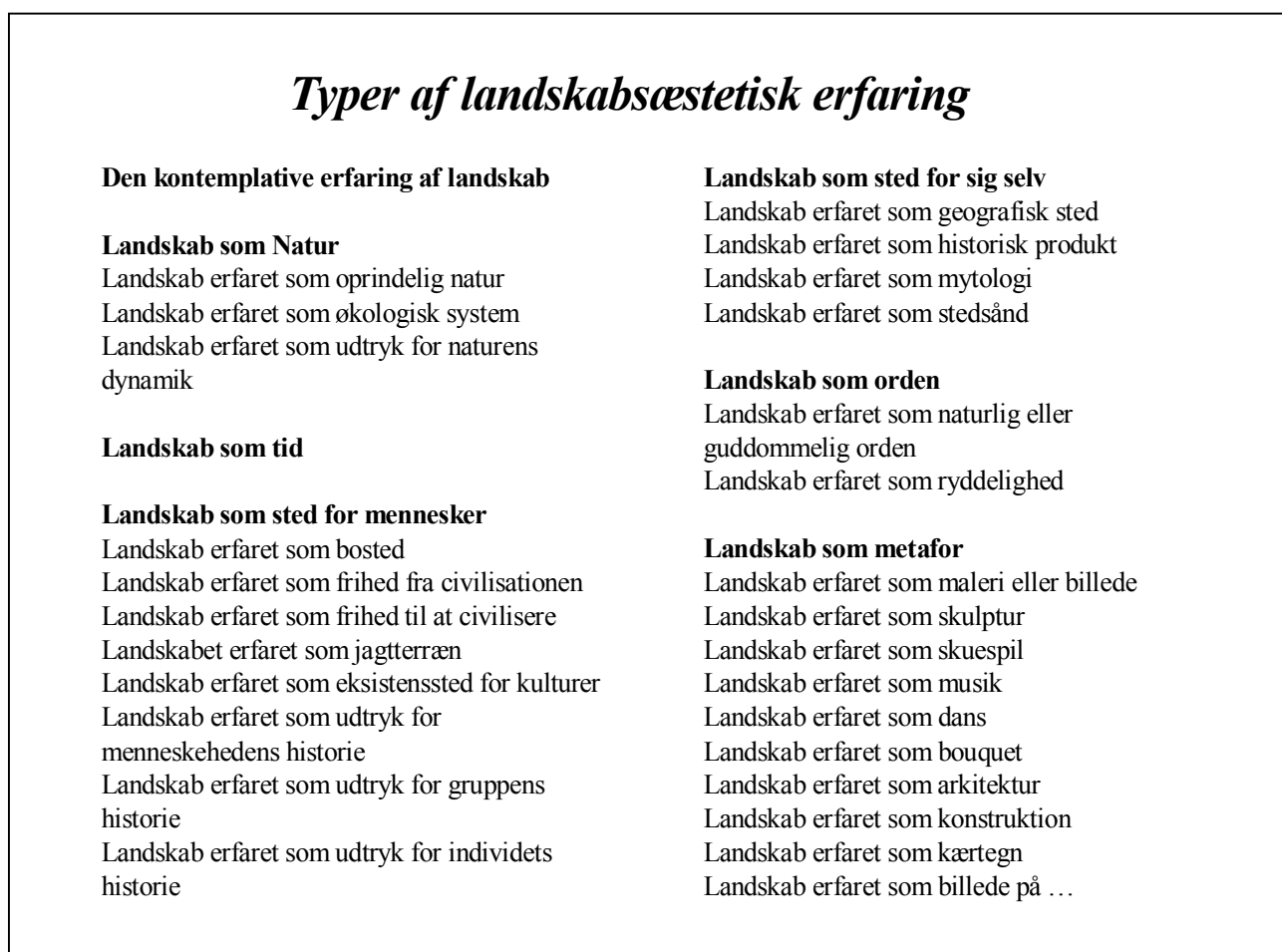


Figur 6.1 Diagram: Den landskabsæstetiske erfaring. Se tekst for forklaring

Den æstetiske erfaring er desuden baseret på en *evaluering* af de indtryk, iagttageren modtager, i forhold til de ting vedkommende føler for og værdsætter. Eksempelvis kunne man i 60-erne nyde synet af en traktor, der var ved at sprøjte bekæmpelsesmidler ud, som udtryk for en forbedret trykghed i landmandens udkomme og som en stor arbejdslettelse. I dag tillader de færreste menneskers værdibegreber en sådan oplevelse af anvendelsen af pesticider. Og hvor en mark med vilde urter i en lang periode er blevet taget som udtryk for dårligt landmandskab, opfattes den i dag måske af flere som både nostalgisk og miljøven-

lig. Som det dog påpeges af Joan Nassauer (1989, 1995), opleves økosystemer, der af biologer ses som funktionelle og velordnede i deres diversitet og heterogenitet, af mange landmænd som uordentlige og som udtryk for manglende landskabelig omsorg jævnfør diskussionen af natursyn i kapitel 1.

Kompleksiteten i landskabsoplevelsen betyder, at landskab og natur kan skabe mange slags æstetisk erfaring. Figur 6.2 indeholder en opsummering af de forskellige oplevelsesformer, folk refererer til, når de taler om æstetisk oplevelse af landskabet.



Figur 6.2 Listen opsummerer forskellige måder at opleve landskab på, som iagttagere af natur og landskab typisk refererer til, når de beskriver landskabsæstetisk erfaring (efter Højring & Caspersen, 1999)

Landskabet har direkte indflydelse på landskabsoplevelsen, men ikke som en simpel årsags-virkningssammenhæng. Forskellige landskaber kan skabe den samme type oplevelse, og det samme landskab kan gennem sin struktur og sit indhold favorisere flere forskellige typer oplevelse. Men der vil også være typer af æstetisk erfaring, som et givent landskab ikke understøtter. F.eks. vil et landskab uden småbiotoper og uden vegetationsmæssig variation af jægeren ikke blive oplevet som et godt og spændende jagtterræn og af biologen ikke blive oplevet som et sundt og varieret økosystem, der understøtter den biologiske diversitet.

6.4 Spørgsmål om æstetik og rekreation i økologisk jordbrug

I forskningsmæssig sammenhæng er der en række forskellige aspekter, der er af relevans for forståelsen af forholdet mellem æstetik, rekreation og økologisk jordbrug. Det drejer sig dels om viden om

- hvorledes det økologiske jordbrug konkret påvirker landskabets fremtræden
- hvilke oplevelsesformer og rekreative aktiviteter det understøtter, og hvilke det ikke understøtter
- hvordan og hvilke af økologisk jordbrugs mål og værdier med landskabelige konsekvenser, der prioriteres og implementeres af jordbrugeren i forvaltningen af bedriften, og
- i hvilken grad landskabets fremtræden udtrykker disse mål og værdier på en måde, som er forståelig for iagttageren.

6.5 Analyser af æstetisk kvalitet i det økologiske jordbrugslandskab

Der eksisterer blandt forbrugere, politikere og producenter en række forestillinger om, hvad økologisk jordbrug er og hvordan det påvirker natur og landskab. En del af disse forestillinger er af det økologiske jordbrug selv synliggjort i de forskellige målsætninger og værdigrundlag, der er formuleret f.eks. i IFOAM's standarder, i de fællesnordiske mål for økologisk jordbrug eller i avlsgrundlaget for økologisk jordbrug i Danmark, jævnfør kapitel 1. Samtidig tegner der sig en stigende heterogenitet blandt økologiske jordbrugere. Støtteordninger, restriktioner og afgifter på hjælpestoffer medfører, at landmænd vælger at lægge om til økologisk drift uden nødvendigvis fuldt ud at dele summen af økologisk jordbrugs mål og værdikriterier, men kun den del af dem, der er implementeret i de statslige krav til økologisk drift. Desuden varierer opfattelsen af, hvorvidt økologisk jordbrug forudsætter blandet landbrug på den enkelte bedrift, eller om den enkelte bedrift godt kan være specialiseret, således at det blandede landbrug først kan iagttages på skalaniveauet over den enkelte bedrift (Raupp, 2000; Köpke, 2000).

Landmandens værdisæt og mål for driften afspejler sig i hans handlinger og dermed i landskabet. Der eksisterer imidlertid kun en meget begrænset viden om, hvilke naturkvaliteter og landskabsformer de forskellige holdninger til økologisk jordbrug skaber, og hvilke oplevelsesmuligheder dette på sin side igen genererer. Skaber økologisk jordbrug på det æstetiske og rekreative niveau andre muligheder og tilbud end det konventionelle jordbrug, hvori består forskellen, gælder det alle typer økologisk jordbrug eller kun nogle typer? Der er hidtil ikke gennemført systematiske analyser af disse spørgsmål, men resultater fra en hollandsk undersøgelse på et udvalg af bedrif-

ter med grønsagsavl antyder, at der er forskel mellem økologiske og ikke-økologiske bedrivers landskabs- og naturkvalitet, men at der også er forskelle mellem de økologiske jordbrugere. Forskellene mellem de økologiske jordbrugere tolkes bl.a. som et muligt udtryk for jordbrugerens motivation for at gå over til økologisk jordbrug (Hendriks *et al.*, 2000).

Størsteparten af de analysemetoder, der i øvrigt anvendes til analyser af landskabers æstetiske kvaliteter, omfatter kun et smalt spektrum af landskabernes oplevelsesmæssige potentiale. De fleste metoder er således begrænset til analyser af landskabernes visuelle fremtræden enten som billeder eller som rumlige strukturer (Lynch, 1960; Feste & Oterholm, 1973; USDA, 1979; Stahlschmidt, 1983; Bacon, 1995), mens andre sanseindtryk ikke inddrages i evalueringen af landskabernes tilbud om oplevelse.

Der er inden for de seneste år udviklet metoder til analyser af landskabers æstetiske potentiale, som hidtil kun er blevet anvendt på landskaber med konventionelt drevne landbrug (Højring & Caspersen, 1999). Disse metoder vil kunne implementeres i analyser af det økologiske landskabs oplevelsesmæssige og æstetiske kvaliteter, dels til at foretage analyser af de æstetiske og rekreative konsekvenser af introduktionen af økologisk jordbrug, dels til at udvikle scenarier for de æstetiske konsekvenser af en fremtidig udvikling i økologisk jordbrug.

6.6 Værdier og præferencer relateret til det økologisk jordbrugslandskab

I takt med at andelen af befolkningen, der er beskæftiget i landbruget, bliver mindre, skal landskabet for en stadig større del af befolkningen først og fremmest danne basis for re-

kreation. Til økologisk jordbrug knytter der sig muligvis i den sammenhæng særlige forventninger om indfrielse af disse ønsker. Der foreligger imidlertid ikke forskningsresultater, der direkte dokumenterer befolkningens forventninger til "det økologiske landskab". Den eksisterende viden om almenhedens forestillinger om økologisk jordbrugsproduktions særlige kvalitet relaterer udelukkende til økologisk jordbrugs produkter. I disse kvalitetsforestillinger ligger der dog visse implicite værdiforestillinger, der kan indeholde forestillinger relateret til landskab. Disse forestillinger er imidlertid ikke analyseret systematisk.

Ud over den meget begrænsede viden om landskabspræferencer knyttet til landskaber med økologisk produktion, foreligger der en stor mængde resultater vedrørende præferencer over for landskaber i almindelighed. Størsteparten af disse studier er imidlertid nationale studier, som ikke har indholdsmæssig relevans for danske forhold. Enkelte præferenceanalyser beskæftiger sig med præferencer som kollektive værdier. Det drejer sig f.eks. om den engelske geograf J.Appleton (1996) og den amerikanske biolog, G.H. Orians (1986). I Danmark er målinger af landskabspræferencer og rekreative præferencer først og fremmest gennemført af N.E. Koch og F.S. Jensen (Jensen & Koch, 1997; Jensen, 1998, 1999). Hovedvægten i disse undersøgelser ligger på skov som rekreativ mål. Undersøgelserne rummer imidlertid nogle indikationer af interesse for økologisk jordbrug. Befolkningen er således negativ over for kemisk renholdelse og gødskning af nyplantet skov – et resultat, der er blevet mere markant i perioden fra 1976/77 til 1993/94 (Jensen & Koch, 1997).

6.7 Formidling af mål og værdier gennem landskabet

Over for almenhedens ønsker til de oplevelsesmæssige kvaliteter i landskabet (Jensen & Koch, 1997; Jensen, 1998), står eventuelt det økologiske jordbrugs eget ønske om at markedsføre sin måde at drive landbrug på og sin værdiopfattelse i forhold til natur, landskab, sundhed, miljø etc. Denne markedsføring kan også ske igennem de landskaber og den natur, som det økologiske jordbrug skaber, under forudsætning af at forbrugeren kan genkende disse landskaber som "økologiske" og påskønner dem i sin æstetiske og rekreative omgang med naturen. En sådan bevidst anvendelse af landskabet og naturen forudsætter viden om, hvordan iagttageren indtolker etiske kvaliteter i landskabet, og hvilke signaler landskabet skal udsende for at harmoniserer med iagttagernes forestillinger om et landskab, der er i overensstemmelse med den økologiske produktions værdinormer.

6.8 Indikatorer for og forvaltning af landskaber med økologisk produktion

Opstillingen af indikatorer for landskabers oplevelsesmæssige kvaliteter forudsætter viden om de processer og relationer mellem fænomener, der skaber de fysiske og materielle forudsætninger for forskellige typer oplevelser og aktiviteter. Det, der adskiller økologisk jordbrug fra det konventionelle jordbrug, er dels et andet værdigrundlag, dels andre økonomiske og juridiske rammebetingelser. De økonomiske og juridiske rammer er midler til opfyldelse af de mål, der er formuleret i værdigrundlaget. Indikatorernes funktion er at udtrykke i hvor høj grad landskabets fremtræden er i overensstemmelse med eller afviger fra det, der defineres som det økologisk drevne landskabs særlige værdi, og hermed også at

evaluere de anvendte midlers effektivitet til at opnå de opstillede mål.

En del af økologisk jordbrugs værdigrundlag kunne sammenfattes i ordene "respekt for naturens egne processer" i modsætning til konventionelt jordbrug, hvis mål i højere grad har været at sætte sig ud over naturens begrænsninger. Disse to principielt forskellige udgangspunkter for beslutninger om driften af et landbrug vil have meget forskellige konsekvenser for landskabets fremtræden, idet de vil generere meget forskelligartede sanseimpulser og oplevelser (Højring & Caspersen, 1999).

Fordi landskabsoplevelse er knyttet direkte til den umiddelbare sansning, giver de oplevelsesmæssige kvaliteter mulighed for udvikling af indikatorer, der er umiddelbart forståelige og dermed velegnede som redskaber i kommunikationen om landskabs- og naturkvalitet. I Danmark arbejdes der for øjeblikket med udvikling af lokalt baserede beslutningsstøttesystemer vedrørende landskabs- og naturkvalitet inden for projektet "Mennesket i landskabsforvaltningen - æstetiske værdier, betalingsvillighed og jordbrugerens produktionsmuligheder og beslutningsadfærd." under forskningsprogrammet "Arealanvendelse - Jordbrugereren som landskabsforvalter" (1996-2001). Projektet tager udgangspunkt i de iagttagelige kvaliteter i landskabet som grundlag for en dialog mellem beboere i et lokalområde om forvaltning af landskabsværdier.

Fra udlandet foreligger en række forskningsresultater inden for økologisk og bæredygtigt jordbrug, der bekræfter betydningen af kommunikation og brugerinddragelse i forvaltningsprocessen for at kunne gennemføre målsætninger for økologi og bæredygtighed, Bosshard 1997; Beismann, 1997; Colquhoun, 1997). Den manglende viden om sammenhængen mellem værdigrundlag, regulerings-

mæssige rammer, produktionstilrettelæggelse, landskabsforvaltning og landskabets fremtræden for sanserne medfører imidlertid, at det ikke i øjeblikket er muligt at opstille kvalificerede indikatorer, der kan bruges i en dialog om økologisk jordbrugs landskabs- og naturkvalitet.

6.9 Vidensbehov

Økologisk jordbrug har en eksplicit formulering af værdier, der forholder sig til en lang række af de kvaliteter, befolkningen søger i deres møde med landskabet og naturen. De relaterer sig til balance, trivsel, sundhed, nænsomhed og lignende. Spørgsmålet er, hvilke typer af oplevelser økologiske jordbrugere understøtter gennem deres måde at forvalte deres arealer på, og om disse oplevelser understøtter forståelsen for økologisk jordbrug som en driftsform, der varetager miljø- og naturhensyn.

Der er ikke hidtil gennemført nogen undersøgelser af sammenhængen mellem det økologiske jordbrugs måde at forvalte og udnytte landskabet på og landskabets æstetiske og rekreative potentiale. Der findes således ingen

dokumentation af i hvilken udstrækning bedrifter, der drives efter økologiske principper, bidrager til landskabets oplevelsesmæssige kvaliteter på en måde, der adskiller sig fra konventionelt drevne bedrifter. Giver økologisk drevne jordbrug f.eks. andre muligheder for flora-fauna-oplevelser, for iagttagelse af landbrugsdrift, for jagt, for oplevelse af økologisk sammenhæng end konventionelle jordbrug?

Denne viden mangler både på bedrifts- og på landskabsniveau. Og da antallet af økologiske brug er i fortsat stigning, begynder det i dele af landet at være relevant at forholde sig til "det økologiske landskab" som en særlig type produktionslandskab. Det er af betydning at kunne foretage miljøkonsekvensvurderinger for økologisk jordbrugs natur- og landskabsmæssige fremtræden i relation til befolkningens rekreative og æstetiske præferencer og i relation til formidlingen af økologisk jordbrugs værdigrundlag gennem landskabet. Herudover er det relevant at udvikle scenarier for de oplevelsesmæssige kvaliteter, som et økologisk landskab vil tilbyde almenheden/"konsumenterne" i en videre udvikling af de økologiske produktionsmetoder.

6.10 Referencer

- Appleton, J. 1996. *The Experience of Landscape*. Revised edition. Chichester, UK.
- Bacon, W. 1995. Creating an Attractive Landscape through Viewshed Management. *Journal of Forestry* 93(2), 26-28.
- Baumgarten, A.G. 1750/58. *Theoretische Ästhetik*. Die grundlegenden Abschnitte aus der "Aesthetica". 2. oplag (1988), oversat og udgivet af Schweizer, Hans Rudolf. Hamburg.
- Beismann, M. 1997. Landscaping on a farm in northern Germany, a case study of conceptual and social fundamentals for the development of an ecological sound agro-landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63,173-184.
- Bosshard, A. 1997. What does objectivity mean for analysis, valuation and implementation in agricultural landscape planning? A practical and epistemological approach to the search for sustainability in "agri-culture". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 133-144.

- Colquhoun, M. 1997. An exploration into the use of Goethean science as a methodology for landscape assessment: the Pishwanton Project. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 145-158.
- Danmarks Statistik 1999. *Statistisk Årbog 1999*.
- Douglass, R.W. 1975. *Forest Recreation*. Pergamon Press Inc., New York, Second Edition, 336 pp.
- Feste, J. & . Oterholm A.-I. 1973. *Landskabskarakter. Vurdering af fattbarhet og estetisk kvalitet i naturlandskapet*. Ås, Norge.
- Hendriks, K. Stobbelaar, D.J., van Mansvelt, J.D. (2000). The appearance of agriculture. An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland *Agriculture Ecosystems & Environment*, 77, 157-175.
- Højring, K. & Caspersen, O.H. 1999. *Landbrug og landskabsæstetik - Udviklingen i landbruget 1950-1995 og dens konsekvenser for landskabets oplevelsesmæssige indhold*. Park- og Landskabsserien nr. 25. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm. 252 pp.
- Jensen, F.S. 1998. *Friluftsliv i det åbne land 1994/95*. Forskningsserien Nr. 25-1998. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole og Forskningscentret for Skov & Landskab. København, Danmark. 151 pp.
- Jensen, F.S. 1999. *Forest recreation in Denmark from the 1970s to the 1990s*. Forskningsserien Nr. 26-1999. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole og Forskningscentret for Skov & Landskab. København, Danmark. 166 pp.
- Jensen, F.S. & Koch, N.E. 1997. *Friluftsliv i skovene 1976/77 - 1993/94*. Forskningsserien Nr. 20-1997. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole og Forskningscentret for Skov & Landskab. København, Danmark. 215 pp.
- Köpke, U. 2000. The evolution of environmentally sound sustainable farming systems: Perspectives and vision. *Proceedings 13th IFOAM Scientific Conference*. 714-717.
- Kuiper, J. 1997. Organic mixed farms in the landscape of a brook valley. How can a cooperative of organic farms contribute to ecological and aesthetic qualities of a landscape? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 121-132.
- Lynch, K. (1960): *The Image of the City*. USA. Twelfth Printing 1974.
- Nassauer, J.I. 1989. The Aesthetic Benefits of Agricultural Land. *Renewable Resources Journal* 7, 17-18.
- Nassauer, J.I. 1995. Messy Ecosystems, Orderly Frames. *Landscape Journal* 14(2), 161-170.
- Orians, G.H. 1986. An ecological and evolutionary approach to landscape aesthetics. I: Penning-Roswell, Edmund C. & David Lowenthal (eds.): *Landscape Meanings and Values*. London, England.
- Raupp, J. 2000. The well-proportioned farm organism. Just a pleasing image of a mixed farming system or rather a basic requirement for functioning organic husbandry? *Proceedings 13th IFOAM Scientific Conference*, 700-703.

Stahlschmidt, P. 1983. Seks slags landskabsanalyse. 2. udgave august 1987. Institut for Have og Landskab, Den kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. København, Danmark.

USDA 1979. Proceedings of: Our National Landscape. A Conference on Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource. April 23-25, 1979, Incline Village, Nevada. US Department of Agriculture.

7 Forslag til vidensopbygning under FØJO omkring naturkvalitet i økologisk jordbrug

Jesper Fredshavn

Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Landskabsøkologi

7.1. Baggrund

En intensiveret jordbrugsdyrkning og landbrugets generelle strukturændringer har medført en indskrænkning af landskabets variation og en forarmelse af den biologiske mangfoldighed. Økologisk landbrug er interessant i denne sammenhæng, da dyrkningsmetoderne på mange måder vender denne udvikling og dermed potentielt set øger mulighederne for en rigere natur på økologiske brug og i "det økologiske landskab".

I det økologiske jordbrugs målsætninger betragtes naturen som en helhed med sin egen værdi, og mennesket har et moralsk ansvar for at drive jordbruget således, at kulturlandskabet udgør en positiv del af naturen. I forhold til de miljømæssige og dyreetiske aspekter har det udmøntet sig i en række specifikke lovregler, bl.a. om fravær af pesticider og handelsgødning, begrænsninger i de ikke-fornybare ressourcer og i husdyrholdet samt i dyrevenlige staldsystemer. I forhold til de naturmæssige aspekter, udmøntes målsætningerne ikke i specifikke lovregler, der sikrer tilstedeværelsen af vilde dyr og planter eller deres levesteder på den økologiske bedrift. Det er altså op til den enkelte jordbruger selv at sikre, at agerlandskabet udgør en positiv del af naturen. Mange undersøgelser, heriblandt også danske, har påvist, at der generelt er større

biologisk mangfoldighed på økologisk dyrkede bedrifter (se kapitel 4 og 5).

Hvorvidt denne positive forskel er bundet til bestemte brugstyper og dyrkningsmetoder, og om den også fremover vil være gældende, er imidlertid uvist. Afgifter og restriktioner på det konventionelle jordbrug og forbedrede støtteordninger for økologer har medført, at et stadigt stigende antal landmænd har valgt at omlægge til økologisk drift uden nødvendigvis fuldt ud at dele summen af de økologiske værdikriterier, men kun den del af dem, der er implementeret i de statslige krav til økologisk drift. Der er således ved at udvikle sig et spænd blandt økologiske jordbrugere fra idealister til pragmatikere. Disse holdningsforskelle giver udgangspunkt for en meget forskelligartet forvaltning af naturkvaliteter på økologisk drevne ejendomme. Der foreligger imidlertid kun meget begrænset viden om, hvorledes disse kvaliteter kommer til udtryk på bedriften og i landskabet, og hvilke forhold der adskiller økologiske bedrifters naturkvalitet fra konventionelle. Denne mangel på viden medfører samtidig, at det hidtil ikke har været muligt at pege på dokumenterede og relevante indikatorer for naturkvalitet i forbindelse med økologisk jordbrug.

7.2 Vidensbehovet

Denne videnssynthese har udredt de væsentligste opfattelser/natursyn og hensyn, som relaterer sig til naturkvalitet og økologisk jordbrug. De økologiske jordbrugeres målsætning om at lade agerlandskabet udgøre en positiv del af naturen kan sammenfattes i begrebet naturkvalitet, der som begreb gennem videnssynthesen er udvidet fra en relativ snæver betydning som biologisk integritet, til også at kunne inkludere hensyn til produktion og æstetik. De biologiske aspekter, der vedrører tilstedeværelsen af jordbundens mikroorganismer og de vilde dyr og planter og deres levesteder, udgør sammen med deres landskabsmæssige sammenhæng fundamentet for de æstetiske, jagtlige og andre rekreative hensyn, der også indgår i begrebet naturkvalitet. Samspillet mellem kultur- og naturlandskabet er essentielt i den økologiske jordbrugsproduktion, og i dette samspil er der både gevinster for mennesket som bruger af landskabet i form af den jordbrugsmæssige produktion og de æstetiske og rekreative oplevelser og gevinster for naturen i relation til de hensyn, der tages til de vilde dyr og planter og deres levesteder.

Behovet for viden om naturkvalitet i relation til økologisk jordbrug vedrører således belysningen af, hvilke effekter forskellige typer økologisk drift har på naturkvaliteten, altså sammenhængen mellem på den ene side forskellige bedriftstyper og forskellige grader af accept af det økologiske jordbrugs værdikriterier og på den anden side den naturkvalitet, der kommer til udtryk på bedriften og i landskabet. Der er behov for viden for at dokumentere, hvilke muligheder økologiske jordbrugere har for at spille en afgørende rolle i forhold til forvaltningen af den beskyttelseskrævende natur, og samtidig kunne profilere sig på sundere økosystemer og rigere naturoplevelser. Endvidere er det også vigtigt at få dokumenteret holdbarheden af den alminde-

lige antagelse, at større naturindhold og økosystemdiversitet er fremmede for de økologiske "servicer", fx i form af bedre næringsstofomsætning, hæmning af patogener, bedre jordstruktur og biologisk kontrol af patogener, er korrekt.

I forvaltningsmæssig sammenhæng er det relevant at udvikle indikatorer, der på en enkel og relevant måde kan sige noget om økologisk drevne bedrifter og områdets naturkvalitet med hensyn til væsentlige aspekter som biologisk mangfoldighed, økosystemers sundhed og naturoplevelse og –forståelse. Sådanne indikatorer er af væsentlig betydning

- i en løbende evaluering af udviklingen i økologiske bedrifters naturkvalitet,
- i dialogen på forskellige forvaltningsniveauer om implementeringen af strategier for forbedring af naturkvalitet – landmand, rådgivning, centralforvaltning,
- i evalueringen af initiativer, der iværksættes for at forbedre naturkvalitet.

På baggrund af de beskrevne vidensbehov foreslås etableret et overordnet, samlet forskningsprojekt, der forholder sig til en række overordnede mål og problemstillinger, og tre delprojekter, der forholder sig til mål og problemstillinger relateret til specifikke aspekter af temaet. Det er vigtigt, at delprojekternes analyser, såvel som de overordnede analyser, er koordinerede og så vidt muligt bygger på fælles datagrundlag med henblik på at give et syntetiserende og helhedspræget resultat, og derfor bør mulighederne for at arbejde i et fælles værkstedsområde undersøges. På denne måde kan begrebs- og analyseapparatet omkring naturkvalitet og økologisk jordbrug udvikles, og der kan udvikles relevante indikatorer.

7.3 Paraplyprojekt: Naturkvalitet i økologisk jordbrug

Formål

At belyse sammenhængen mellem forskellige økologiske driftsstrategier og naturkvaliteten på og uden for dyrkningsfladen, samt udpege indikatorer for sådanne sammenhænge. Herunder vil sammenhængen mellem bedrifternes lokalisering, naturgrundlaget og drivkræfterne bag udviklingen blive belyst. Projektet vil på baggrund heraf forudsige konsekvenserne for naturen og de æstetiske og rekreative potentialer i landskaber, der i større omfang omlægges til økologisk jordbrug.

Resultater

- En samlet afvejning af mulighederne for at tilgodese naturmæssige kvaliteter og opnå et afbalanceret og produktivt økologisk dyrkningssystem.
- En analyse af de samfundsmæssige/individuelle drivkræfter og naturgeografiske betingelser, der betinger den regionale fordeling af økologiske bedrifter med henblik på en typologisering af bedrifterne i deres hensyn til naturværdierne.
- En konsekvensanalyse af omlægningen til økologisk jordbrug for landskabets naturmæssige og æstetisk/rekreative potentialer.

Delprojekt 1. Økologisk jordbrug og den biologiske mangfoldighed

Formål

At analysere, beskrive og kvantificere sammenhænge mellem forskellige økologiske jordbrug (bedriftsformer, naturgrundlag, værdigrundlag) og hensynet til den beskyttelses- og plejekrævende biologiske mangfoldighed, der primært findes på de uproduktive, eksten-

sivt afgræssede og udyrkede arealer i økologisk jordbrug.

Resultater

- En analyse af de vigtigste påvirkningsfaktorer for den biologiske mangfoldighed på økologiske ejendomme og udvikling af statistiske metoder til kvantificering heraf.
- Analyse af økologisk jordbrugs muligheder for at bidrage til at forbedre/genoprette den biologiske mangfoldighed på ekstensivt afgræssede og udyrkede arealer.
- Udvikling af indikatorer for biologisk mangfoldighed på ekstensivt afgræssede og udyrkede arealer. Indikatorerne opdeles i påvirkningsindikatorer og tilstandsindikatorer.

Delprojekt 2. Økologisk jordbrug og dyrkningsfladens økosystemdiversitet og –funktionalitet

Formål

At analysere og kvantificere sammenhænge mellem forskellige økologiske jordbrug (bedriftsformer, naturgrundlag, værdigrundlag) og dyrkningsfladens økosystemdiversitet over og under jorden. I samarbejde med produktionsrelaterede studier at dokumentere sammenhængen mellem økosystemets diversitet og økosystemets "servicer" eller funktionalitet.

Resultater

- En analyse af sammenhængen mellem diversiteten i agroøkosystemet og dyrkningspraksis, herunder forvaltning af kantbiotoper, med henblik på at teste hypotesen om at biodiversitet virker fremmende på jordbrugsproduktionen.

- Analyse af betydningen af økologiske brug for de mobile (landskabsprægede) organismers fordeling i og brug af landskabet.
- Udvikling af indikatorer for biologisk mangfoldighed på de økologisk dyrkede marker. Indikatorerne opdeles i påvirkningsindikatorer og tilstandsindikatorer.

Delprojekt 3. Økologisk jordbrug og de oplevelsesmæssige kvaliteter

Formål

At analysere og beskrive sammenhængen mellem forskellige økologiske driftsstrategier (bedriftstyper, værdigrundlag) og landskabets æstetiske og rekreative potentiale med fokus på de oplevelsesmæssige kvaliteter, der relaterer sig til landskabets biologiske mangfoldig-

hed og økosystemernes sundhed og funktionalitet.

Resultater

- En analyse af det økologiske landskabs oplevelsesmæssige potentiale i relation til naturkvalitet, herunder rekreative aktiviteter som jagt, oplevelse af fugle, dyre- og planteliv og af en sund og bæredygtig landbrugsproduktion.
- En analyse af bedriftslederens holdninger til økologisk jordbrugs værdigrundlag i sammenhæng med driftsstrategi og praktisk forvaltning af naturmæssige og biologiske kvaliteter.
- Indikatorer for naturkvalitet, der er direkte iagttagelige og dermed umiddelbart anvendelige i en italesættelse af naturkvalitet på økologiske bedrifter.