Peter Pagh

Lærebog i
MILJØRETTENS ALMINDELIGE DEL

Jurist- og Økonomforbundets Forlag
2006

Lærebog i
Miljørettens
Almindelige Del
1. udgave, 1. oplag

© 2006 by Jurist- og Økonomforbundets Forlag

Alle rettigheder forbeholdes.
Mekanisk, elektronisk, fotografisk eller anden gengivelse af eller kopiering fra denne bog eller dele heraf er ifølge gældende dansk lov om ophavsret ikke tilladt uden forlagets skriftlige samtykke eller aftale med Copy-Dan

Omslag: Morten Højmark
Tryk: Narayana Press, Gylling
Indbinding: Damm's Forlagsbogbinderi, Randers

Printed in Denmark 2006
ISBN 87-574-1546-3

Jurist- og Økonomforbundets Forlag
Lyngbyvej 17
Postboks 2702
2100 København Ø

Telefon: 39 13 55 00
Telefax: 39 13 55 55
e-mail: forlag@djoef.dk
www.djoef-forlag.dk

Indholdsfortegnelse

Forord 11

Kapitel 1. Indledning til miljørettens almindelige del 13
1.1 Miljørettens faktum – to eksempler 14
1.2 Miljørettens 16 grundsætninger 16
1.3 Miljørettens kilder 18
1.3.1 Oversigt over miljølovenes anvendelsesområde 19
1.3.2 Hvilke myndigheder 22
1.3.3 Oversigt over vigtige EU-direktiver og deres gennemførelse i dansk ret 24
1.3.4 Den overordnede sammenhæng mellem regelgrundlaget .. 31
1.4 Principperne for regulering af miljørettens forskellige områder 32
1.4.1 Forureningsbekæmpelse 33
1.4.2 Affald 34
1.4.3 Luft 35
1.4.4 Vandmiljøet 35
1.4.5 Fysiske planlægning 37
1.4.6 Naturbeskyttelse 38
1.4.7 Jorden – den faste ejendom 39
1.4.8 Farlige kemikalier og genmodificerede organismer 40
1.5 Fremstillingen af den almindelige del 41

Kapitel 2. Miljørettens emne, baggrund og mål 43
2.1 Emne 43
2.2 Baggrund 43
2.3 Miljørettens dilemma – eksemplet forurening 44
2.4 Mål 46
2.5 Paradigmeskift 47
2.6 Antropocentrisk contra økocentrisk 48
2.7 Miljøretlige principper 49
2.8 Miljørettens faktum – en oversigt 52
2.9 Miljørettens grundlæggende temaer 55
2.10 Internationalisering og decentralisering 57

2.11 Miljøret – offentlig og privat ret ... 58
2.12 Miljørettens virkemidler ... 62

Kapitel 3. Miljørettens samspil med menneskerettigheder ... 67
3.1 Den private ejendomsret ... 67
3.1.1 Ekspropriation eller erstatningsfri regulering ... 68
3.1.2 Legislative løsninger på ejendomsretsbeskyttelsen ... 69
3.1.3 Ejendomsretligt værn inden for forskellige områder af miljøretten ... 72
3.2 Privatlivets fred ... 74
3.3 Selvinkrimineringsforbuddet ... 77
3.4 Ytringsfriheden ... 78
3.5 Miljøret som grundrettighed ... 78

Kapitel 4. EU-rettens betydning i dansk miljøret ... 81
4.1 EF-domstolens fortolkningsstil og direkte effekt ... 82
4.2 EU-rettens betydning for de materielle miljøregler ... 87
4.2.1 Betydning for planloven ... 88
4.2.2 Betydning for miljøbeskyttelsesloven ... 89
4.2.3 Jordforureningsloven ... 93
4.2.4 Naturbeskyttelsesloven ... 95
4.2.5 Råstofloven ... 100
4.2.6 Andre miljølove ... 102
4.2.6.1 Kemikalieloven ... 102
4.2.6.2 Vandløbslov og okkerlov ... 103
4.2.6.3 Vandforsyningsloven ... 103
4.2.6.4 Havmiljøloven ... 104
4.2.6.5 Genteknologiloven ... 104
4.2.7 Miljøafgifter ... 105
4.2.8 Miljøgebyrer ... 106
4.2.9 Miljøerstatningsloven ... 107
4.3 EU-rettens betydning for miljømyndighedernes sagsbehandling ... 107
4.3.1 Betydningen af EU's almindelige forvaltningsret for sagsbehandlingen ... 108
4.3.2 EU-rettens betydning for kravet om lovhjemmel ... 110
4.3.3 Specielle forvaltningsretlige krav i EU's miljøregler ... 113
4.3.3.1 Aktindsigt ... 114
4.3.3.2 Undersøgelsespligt ... 114
4.3.3.3 Fremgangsmåde i sagsbehandlingen ... 116
4.4 EU-rettens betydning for klage- og domstolsadgang ... 117

Kapitel 5. Vigtige principper i miljøretten og deres betydning 119
5.1 Miljøprincippernes nærmere indhold 119
5.1.1 Retlige eller politiske principper: 120
5.1.2 International gyldighed 121
5.1.3 Gyldighed i EU 121
5.1.4 Gyldighed i dansk ret 122
5.1.5 Hvilke principper 123
5.2 Bæredygtig udvikling 124
5.3 Integrationsprincippet 127
5.4 Forureneren betaler-princippet 129
5.4.1 Statsstøtte 132
5.4.2 Erstatningsfri regulering og ejendomsretten 133
5.4.3 Erstatningsretten 134
5.4.4 Pligt- og ansvarssubjekt 135
5.4.5 Folkeretligt naboansvar og staters subsidiære ansvar efter EU-retten 137
5.4.6 Genopretningsprincip 138
5.4.7 Konklusion 140
5.5 Forsigtighedsprincippet 140
5.5.1 Hvornår kan forsigtighedsprincippet anvendes 141
5.5.2 Fremgangsmåde ved anvendelse af forsigtighedsprincippet 143
5.5.2.1 Risikovurderingen 144
5.5.2.2 Risikostyringen 147
5.5.3 Sammenfattende om EU-retten 149
5.5.4 Folkeretlig anerkendelse af forsigtighedsprincippet 151
5.5.5 Forsigtighedsprincippets anvendelse af danske myndigheder 151
5.6 Kildeprincippet – genopretningsprincippet 152
5.7 Andre miljøprincipper i EU-retten og danske miljølove 155
5.8 Andre vigtige principper i miljøretten 157
5.8.1 Offentligretlige principper og enkelte forvaltningsretlige spørgsmål 158
5.8.2 Vigtige strafferetlige principper og grundsætninger 162
5.9 Sammenstød og afvejning mellem principper 167

Kapitel 6. Den privatretlige miljøret 171
6.1 Aftalen og misligholdelsesbeføjelser 172
6.2 Erstatningsansvar uden for kontrakt 177
6.3 Uanmodet forretningsførelse 180

6.4 Tredjeparters retsstilling ... 181
6.5 Forældelse ... 185
6.6 Naboretten ... 186
6.7 Servitutter ... 192
6.8 Hegnsloven ... 194
6.9 Hævd ... 195
6.10 Samspil mellem erstatningsretten og miljømyndighedernes pligter og rettigheder ... 198
6.10.1 Erstatningsretten og den offentligretlige håndhævelse ... 199
6.10.2 De erstatningsretlige implikationer af valget mellem fysisk og retlig lovliggørelse ... 200
6.10.3 Når skaden udgør en ulovlig tilstand ... 204
6.10.4 Når den ulovlige tilstand ikke kan anses som skade ... 205
6.10.5 Når skaden ikke udgør en ulovlig tilstand ... 205
6.10.6 Når myndighedens påbud er uhjemlet ... 206
6.10.7 Myndighedens retsstridige passivitet – erstatningsansvar over for tredjemand ... 207

Kapitel 7. Miljøretten som speciel forvaltningsret ... 209
7.1 Rammmelove og helhedshensyn ... 209
7.2 Udvidet adgang til aktindsigt ... 213
7.3 Høringsregler og inddragelse af offentligheden ... 218
7.3.1 Partshøring ... 219
7.3.2 Afgørelsesbegrebet ... 220
7.4 De triangulære retsforhold ... 222
7.5 Specielle regler om tilsyn og håndhævelse ... 223
7.5.1 Håndhævelse efter miljøbeskyttelsesloven ... 225
7.5.2 Håndhævelse af jordforureningsloven ... 228
7.5.3 Håndhævelse af naturbeskyttelsesloven ... 229
7.5.4 Håndhævelse af planloven ... 230
7.5.5 Sammenfattende om håndhævelsen af miljølove ... 232
7.6 Retssikkerhedsloven og forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb ... 233
7.7 Hvem er pligtsubjekt efter miljølovene ... 236
7.8 Middelbare og umiddelbare regler ... 238

Kapitel 8. Miljøprocessen ... 241
8.1 Trekantens parter ... 243
8.2 Århus-konventionen ... 248
8.2.1 Århus-konventionen og EU's ratifikation ... 249

8.2.2 Håndhævelse af informationsadgang ... 250
8.2.3 Håndhævelse af borgernes ret til deltagelse ... 251
8.2.4 Borgernes krav på håndhævelse af miljølovsovertrædelser og adækvate retsmidler ... 253
8.2.5 Petitionsret – Compliance Committee ... 255
8.2.6 Sammenfattende om Århus-konventionens indflydelse på klage- og søgsmålsadgang ... 256
8.3 Klagenævn ... 256
8.3.1 Opgavefordeling mellem Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet og sammensætning ... 257
8.3.2 Hvad kan påklages ... 260
8.3.3 Hvem har klageret ... 263
8.3.3.1 Afgrænsning af sagens parter ... 263
8.3.3.2 NGO'ers klageret ... 265
8.3.3.3 Myndigheders klageret ... 265
8.3.4 Klagefrister ... 266
8.3.5 Klagegebyr og dækning af udgifter til bistand ... 266
8.3.6 Retsvirkning af klage – suspensiv virkning ... 267
8.3.7 Hvilke regler gælder for klagenævns behandling af klagen ... 268
8.3.8 Afgørelsens retskraft ... 269
8.4 Domstolene – civilprocessen ... 270
8.4.1 Hvem har søgsmålskompetence og om hvad? ... 274
8.4.1.1 Forureneren og bygherrens søgsmålskompetence 275
8.4.1.2 Naboers søgsmålskompetence ... 275
8.4.1.3 NGO'ers søgsmålskompetence ... 276
8.4.1.4 Myndigheders søgsmålskompetence mod forurener eller bygherre ... 277
8.4.1.5 Sager mellem første instans og klagenævn m.v. .. 278
8.4.2 Hvem er rette sagsøgte ... 279
8.4.2.1 Sagsanlæg mod den private part F ... 280
8.4.2.2 Sagsanlæg mod klagenævn eller første instans ... 280
8.4.3 Søgsmålsfrister ... 283
8.4.4 Foreløbige retsmidler ... 287
8.4.4.1 Fogedforbud ... 288
8.4.4.2 Suspensiv virkning af sagsanlæg ... 289
8.4.4.3 Arrest ... 290
8.4.5 Bevis og syn og skøn ... 291
8.4.5.1 Anvendelsen af tekniske specifikationer ... 291
8.4.5.2 Syn og skøn ... 293

8.4.5.3 Vidner 295
8.4.6 Dommens retskraft – de lege lata og de lege ferenda 297
8.4.6.1 Forhandlingsmaksimens begrænsninger og forpligtelser af tredjemand 300
8.4.6.2 Forhandlingsmaksimen og afskæring af høringsret 302
8.4.6.3 Sammenfattende om retskraft og forhandlingsmaksimen 303

Litteraturfortegnelse 305

Lovregister 307

Domstolsregister 313

Stikordsregister 319

Forord

Den foreliggende lærebog i miljørettens almindelige del er resultatet af en proces, der blev indledt for seks år siden tilskyndet af nu afdøde professor Mogens Koktvedgaard, som opfordrede mig til at lave en kort og overskuelig fremstilling af miljøretten i lyset af en stadig mere kompliceret miljølovgivning. Meningen var oprindeligt at udarbejde en slags restatement af miljøretten på linje med, hvad der kendes i amerikansk obligationsret. Efter at have studeret resultatet af de svenske bestræbelser, der mundede ud i den svenske Rigsdags vedtagelse af Miljöbalkan, blev det imidlertid klart, at dette næppe er muligt. Værket ville i så fald blive uoverskueligt omfattende, hvormed overblikket alligevel fortabes i specielle regler. Alternativet blev en tilnærmelse, der i højere grad fokuserer på samspillet mellem miljøretten og de traditionelle juridiske discipliner som privatretten, forvaltningsretten og civilprocessen.

Undervejs i forløbet indledte jeg et samarbejde med professor Karsten Revsbech fra Aarhus Universitet. Oprindeligt var det tanken, at miljørettens almindelige del skulle udgøre første del af en kommende fjerde udgave af Revsbechs lærebog i miljøret (der p.t. er under udarbejdelse i et samarbejde mellem Karsten Revsbech og Alex Puggaard). Tidsfaktoren og omfanget af miljørettens almindelige del førte imidlertid til, at vi i fællesskab valgte to separate udgivelser. Den oprindelige idé er dog fastholdt på den måde, at den foreliggende fremstilling fortsat sigter på, at miljørettens specielle del belyses i Revsbechs (senere Revsbechs og Puggaards) lærebog, hvilket har begrundet vægtning af stofområder og valg af de miljølove, som der i særlig grad fokuseres på.

Bogen er skrevet med henblik på undervisning i faget miljøret ved Københavns Universitet, der fra 2006 er udvidet til et dobbeltfag, men det er mit håb, at bogen tillige kan anvendes af miljørettens praktiske udøvere.

Almindeligvis er en fremstilling af et juridisk områdes almindelige del udgangspunktet for nærmere studier af det pågældende juridiske områdes specielle discipliner. Uden kendskab til obligationsrettens almindelige del er det eksempelvis svært at forstå lejeretten eller entrepriseretten. Denne logiske

konstruktion har desværre ikke fuldt ud kunne fastholdes i de sidste fem kapitler af denne bog, der i mange tilfælde vil kræve betydelige forkundskaber til indholdet af de enkelte miljølove. Undervisningsmæssigt tages der højde herfor i tilrettelæggelsen af forløbet, hvor tillige indgår Revsbechs (senere Revsbechs og Puggaards) lærebog. Men for andre læsere må på forhånd gøres den bemærkning, at dele af denne bog forudsætter et vist grundkendskab til de enkelte miljølove.

Under arbejdet med bogen har jeg måttet sande, at det er noget mere tidskrævende at skrive kort end langt. Mine studerende har i denne proces været forsøgskaniner og med kritik og forslag bidraget til det endelige resultat. I den sidste fase har ankechef Jørgen Bjerring og Karsten Revsbech bidraget med forslag og nyttige kommentarer, for hvilke jeg er megen tak skyldig. Endelig takker jeg stud.jur. Thilde Flindt, der har bistået med udarbejdelse af lov- og domsregister.

Ansvar for fejl og mangler er i alle tilfælde mit eget.

Bogen bygger på love og retspraksis frem til primo 2006. Manuskript er indleveret i maj 2006.

Peter Pagh

KAPITEL 1

Indledning til miljørettens almindelige del

Miljørettens almindelige del tjener dels til at afgrænse miljøretten som emne og juridisk disciplin, dels til at identificere de fællestræk, der kendetegner miljøretten. Meningen med den almindelige del er at give læseren en indføring i de ledetråde, der styrer retsanvendelsen på miljøområdet. Inspirationen er hentet fra juridiske fremstillinger af formuerettens og forvaltningsrettens almindelige del. Men til forskel fra disse traditionelle retsdiscipliner, hvis almindelige del baserer sig på en flere hundredårig tradition bygget på retspraksis, må miljørettens almindelige del for en betydelig del udledes af lovgivning.

Den almindelige del er et forsøg på at generalisere de ledetråde, som har begrundet den moderne miljølovgivning. Denne generalisering kan støttes på, at miljølovgivningen i Danmark bygger på de samme principper og paradigmer, som de fleste andre lande i verden. Selv om den bestemte udformning af de enkelte miljølove er udtryk for lovgivers politiske valg, er det et langt stykke af vejen de samme tanker, der har været styrende for miljølovgivningens udformning. Dette skyldes ikke alene, at en betydelig del af dansk miljølovgivning er udformet eller skal fortolkes på grundlag af EU's miljøregler og internationale traktater, men kan tillige forklares med miljøproblemernes lighed i forskellige lande.

Miljørettens almindelige del skal således give læseren et overblik over miljøretten, der kan danne grundlag for forståelse og anvendelse af miljørettens specielle del. Når den deduktive tilgang (fra det almene og generelle til det specielle og komplekse) er valgt, er det begrundet med, at en induktiv tilgang (fra det konkrete og komplekse til det generelle) vanskeligt lader sig gennemføre grundet mængden af detailregler. En generalisering af miljøretten løber imidlertid ind i det pædagogiske problem, at dokumentationen for generaliseringen i betydelig udstrækning må baseres på lovregler, der først behandles mere uddybende i miljørettens specielle del. For at råde bod herpå

er der i den almindelige del medtaget oversigter over de enkelte miljøloves formål og anvendelsesområde og det indbyrdes samspil mellem lovene. Fremstillingens hovedsigte er at danne grundlag for en dybere forståelse af miljøretten som speciel forvaltningsret med særligt sigte på *Revsbechs* lærebog i miljøret (2002).

1.1 Miljørettens faktum – to eksempler

Som ethvert andet retsområde befatter miljøretten sig med det virkelige liv. Når denne banale konstatering nævnes, er det, fordi de studerende ofte danner sig et indtryk af juraen som noget abstrakt og verdensfjernt, hvor de juridiske principper og begreber svæver mere eller mindre frit. Men selv om juraen til tider kan være snørklet og utilgængelig, er dens univers af denne verden. Tvister er ikke juraens, men menneskers værk. Juraens principielle opgave er at finde afbalancerede løsninger. For at forstå juraen må man derfor kende faktum. Men faktum er altid konkret, og hver sag forskellig fra de andre. Den teoretiske opdeling i emner og problemer er derfor kun en tilnærmelse til faktum, der dog omvendt ikke kan undværes, når sammenhænge skal beskrives og forstås. Det didaktiske dilemma er, at kategorier er nødvendige for at formidle, men at kategorierne kun forstås, hvis der kan hægtes et faktum på.

Dette har været motiverende for denne indledning, der nøjes med at præsentere to korte historier, som repræsenterer udpluk af den virkelighed, der er miljørettens objekt. Meningen er i første omgang at holde regler og retspraksis udenfor og i stedet belyse, hvilke problemer miljøretten handler om og blot antyde de svar, reglerne giver.

Asfaltfabrik – for 100 år siden

Ved fremstilling af asfalt opstår røg, støj, lugt, spildevand og affald. Fordi røgen ikke er renset, bærer røgen partikler med sig, og de falder ned på nye boligejendomme i nabolaget, som samtidig generes af støj og lugt. Virksomhedens affald oplagres på jorden, hvorved der udskylles fenol, som siver ned og forurener grundvandet. Resultatet er, at en nærliggende vandboring må lukkes. Virksomhedens spildevand ledes urenset ud til et nærliggende vandløb, hvor fiskene dør.[1] Forureningen af vandløbet bevirker sammen med støj og røg, at en række større rovfugle forsvinder.

1. Eksemplet er inspireret af dommene U 1890.141 H (kolonihavebruger mod Fredens Mølles fabrikker), U 1958.365 H (vandforsyning mod Phønix) og VLT 1955.374 (nabo mod brikettefabrik).

Ingen vil i dag affinde sig med en sådan virksomhed, men eksemplet viser, hvorfor forurening kan give anledning til retlige tvister: – i dette tilfælde indsigelser fra naboejendomme, vandforsyning, ornitologer og muligvis erhvervs- og sportsfiskere samt myndigheder. Reaktionen kan i eksemplet føre til krav om begrænsning af virksomhedens forurening og/eller erstatning for de skader og gener, virksomheden har forvoldt og/eller forvolder. Om retsordenen vil anerkende sådanne krav, beror bl.a. på, hvilke gener der anses for acceptable, om asfaltfabrikken har mulighed for at begrænse generne, og om virksomhedens udledning og forurening anses som en ejendomsretligt beskyttet aktivitet. Svaret på disse spørgsmål er skiftet gennem tiderne, men tager i dag grundlæggende udgangspunkt i forureneren betaler-princippet.

Eksemplet illustrerer tillige, at uden forebyggende offentlig regulering af asfaltfabrikken, melder de retlige spørgsmål sig først, når skaden er sket. Og der vil gå lang tid inden vandløb og grundvand bliver rent igen – og måske endnu længere inden de store rovfugle vender tilbage. Omvendt kunne mange problemer være imødegået med offentligretlig regulering. Ved krav om tilladelse til asfaltfabrikken kunne stilles forebyggende krav om, hvor meget fabrikken måtte forurene, hvordan affald blev oplagt osv. En offentligt styret arealanvendelse kunne tillige sikre, at der ikke blev bygget boliger i nærheden af asfaltfabrikker. En forudgående miljøvurdering kunne sikre, at asfaltfabrikker ikke ligger tæt på følsomme naturområder og ikke giver anledning til uoprettelige skader på miljøet.

På indkøb hos materialisten

Det moderne menneske bruger en række kemikalier i dagligdagen: vægge skal males, tøjet vaskes, opvasken ordnes, pletter fjernes, haven tæmmes, bilen repareres, huden plejes og pyntes. For den moderne forbruger er problemet ikke kun, hvilket middel er bedst egnet til opgaven, men også hvordan skal det anvendes, så der ikke opstår skade på os selv eller vores omgivelser. Belært af erfaringer med bl.a. bekæmpelsesmidlet DDT (tidligere brugt mod fluer og andre insekter) og CFC-gasser (tidligere drivmiddel i spraydåser) ved vi, at tilsyneladende ufarlige stoffer kan have vidtgående og fjerntrækkende følger. DDT akkumuleres i fødekæden og findes i betydelige koncentrationer i arktis, hvor stoffet ikke har været brugt; CFC-gasser nedbryder jordens ozonlag, der beskytter mod ultraviolet stråling.

Var forholdet uden forebyggende regulering, ville det være overladt til markedskræfterne, hvilke kemikalier der var på markedet, og hvordan forbrugerne skulle advares via mærkning. Gav anvendelsen anledning til skader, måtte retsordenen tage stilling til, om et ansvar kunne gøres gældende over for producenten eller brugeren. Problemet er, at skaden ofte vil være irrepara-

bel, at brugeren typisk ikke kunne overskue risikoen, og at heller ikke producenten var klar over de langsigtede virkninger, som erfaringerne med DDT viste. Tilstrækkelige undersøgelser af kemikalier inden markedsføring, forsvarlig vejledning gennem mærkning og forsvarlig opbevaring er derfor vigtige, hvis skader fra kemikalier skal forebygges. Skadernes karakter og omfang begrunder, at dette ikke kan overlades til markedet, men må reguleres forebyggende: potentielle farlige virkninger må undersøges inden anvendelse, og er skadevirkningen for betydelig, kan det være nødvendigt helt at forbyde det pågældende stof. For at det kan fungere, er det nødvendigt at kræve forudgående tilladelser for fremstilling og markedsføring af farlige stoffer og produkter. Forebyggelse kræver derfor offentlig regulering og myndigheder, som udsteder tilladelser og fører kontrol. Den internationale handel med kemikalier og skadernes til tider globale karakter begrunder, at reguleringen ikke begrænser sig til nationalstaten.

Men også den forebyggende regulering rejser tvivl. For hvordan vurdere risikoen ved det ukendte: hvilke risici skal undersøges, hvor stor usikkerhed kan accepteres, og hvilke negative virkninger er der, hvis der reageres for hurtigt? – Svaret på disse spørgsmål bestemmer, hvilke stoffer der kræver tilladelse, hvornår der ikke gives tilladelse, og på hvilke vilkår tilladelse gives. Afvejningen er vanskelig, men det principielle svar må efter en moderne opfattelse baseres på forsigtighedsprincippet.

1.2 Miljørettens 16 grundsætninger

De problemer, som de to sager rejser, skal naturligvis løses konkret på grundlag af en række specielle lovregler. Det konkrete svar på sagerne må derfor søges i miljørettens specielle del. Men sammenholdes de mange specialregler, er det muligt at sammenfatte den moderne miljøret i 16 overordnede grundsætninger, der danner grundlag for, hvordan de to sager skal løses.

Emne og formål

Miljøretten angår det ydre fysiske miljø, og hvordan dette sikres for nuværende og kommende generationer – udtrykt med *princippet om bæredygtig udvikling*.

Beskyttelsen

1. Miljøskadelige aktiviteter og større risici skal begrænses mest muligt under hensyn til proportionalitetsprincippet – udtrykt med *forureningsbegrænsningsprincippet*.

2. Aktiviteter og produkter, der kan være miljøskadelige, kræver forudgående tilladelse – udtrykt med princippet om informative consent (*PIC-princippet*) eller tilladelsesprincippet.
3. Aktiviteter og produkter, der kan være miljøskadelige, kræver forudgående undersøgelse, før der gives tilladelse – udtrykt med *VVM-princippet.*
4. Hvor der er risiko for uoprettelige miljøskader eller alvorlig sundhedsrisiko, kan manglende fuld videnskabelig sikkerhed ikke føre til udsættelse af kosteffektive indgreb – udtrykt med *forsigtighedsprincippet.*
5. Ejerens arealanvendelse og ressourceudnyttelse begrænses af samfundsmæssige hensyn til fysisk planlægning, råstofforvaltning og naturbeskyttelse.
6. Miljøretten skal afbalancere hensynet til beskyttelse med hensynet til udnyttelse af miljøet, hensynet til nutiden med hensynet til fremtiden og hensynet til den forpligtede med hensynet til de begunstigede under iagttagelse af Danmarks EU-retlige og andre internationale forpligtelser.

Ansvarssubjekt

7. Forureneren er ansvarlig for forebyggelse af forurening og større risici, medmindre andet fremgår af loven – udtrykt med *forebyggelsesprincippet* og *forureneren betaler-princippet.*
8. Forureneren er ansvarlig for at genoprette skader efter forurening, hvis der er et ansvarsgrundlag – udtrykt med *forureneren betaler-princippet.*
9. Producenten er ansvarlig for, at dennes produkter ikke forårsager miljøskade, medmindre andet fremgår af loven – udtrykt med *forebyggelsesprincippet* og *producententansvarsprincippet.*

Miljøets retlige status

10. Luft, vand, vild flora og fauna er fælles eje (res communes), som myndighederne som public trustee skal forvalte under hensyn til nuværende og kommende generationer.
11. Jorden og den enkelte ejendom tilhører ejeren, der skal forvalte denne under hensyn til naboer og til almenvellet.
12. Hverken højhedsret eller ejendomsret giver staten henholdsvis ejeren ret til at påføre væsentlig miljøskade, medmindre der er hjemmel hertil.

Borgernes rettigheder

13. Borgerne har ret til information om miljøet, medmindre andet fremgår af loven.

14. Borgerne har ret til at blive hørt forud for væsentlige ændringer af deres miljø, medmindre andet fremgår af loven.
15. Borgernes skal have adækvate retsmidler til at reagere mod overtrædelser af den lovgivning, som skal beskytte deres miljø.
16. Borgernes ret til privatliv kræver, at myndigheder griber ind over for uretmæssig sundhedsskadelig forurening, og at myndighederne informerer borgerne om meget alvorlige risici.

Selv om de 16 grundsætninger i den praktiske retsanvendelse må suppleres af forvaltningsretlige principper, EU-retlige principper, menneskerettigheder og privatretlige grundsætninger, viser de 16 grundsætninger nogle betragtninger, det kan være nyttigt at holde sig for øje i den praktiske retsanvendelse. Når det f.eks. i den anden og tredje grundsætning anføres, at miljøfarlige aktiviteter kræver tilladelse og forudgående undersøgelse, fraviger dette ikke det almindelige forvaltningsretlige princip om, at tilladelser og forudgående undersøgelsespligt kræver lovhjemmel. Den anden og tredje grundsætnings bud er blot en sammenfatning af de overvejelser, der har fået lovgiver til at kræve tilladelse. Om der i det enkelte tilfælde kræves tilladelse, vil fortsat bero på konkret lovfortolkning.

1.3 Miljørettens kilder

Principielt adskiller retskilderne i miljøretten sig ikke fra andre retsområder. For at bedømme et konkret forhold er det nødvendigt at kende relevante EU-regler, love, forarbejderne, bekendtgørelser, domme, nævnsafgørelser og anden administrativ praksis – og i flere tilfælde tillige multilaterale folkeretlige miljøaftaler. På linje med andre dele af skattelovgivningen og enkelte andre dele af særlovgivningen er der dog det særtræk, at det grundet mængden af regler til tider kan være svært at finde rundt i lovgivningens system.

I de følgende kapitler fokuseres på samspil mellem miljøret og menneskerettigheder, EU-rettens betydning, principper af betydning i miljøretten, borgernes rettigheder, naboret, miljørettens treparts-konflikt i civilprocessen og nogle forvaltningsretlige fælles problemer i miljøretten. Som grundlag for denne fremstilling gives nedenfor en oversigt over de vigtigste miljøloves anvendelsesområde, en kort indføring i de vigtigste myndigheder og en oversigt over de vigtigste EU-direktiver og forordninger på miljøområdet og hvordan de er gennemført i dansk ret samt en oversigt over sammenhængen mellem de forskellige regelsæt.

1.3.1 Oversigt over miljølovenes anvendelsesområde

Det nærmere indhold af de forskellige miljølove belyses i den specielle del. Som grundlag for fremstillingen i den almindelige del bringes nedenfor en oversigt over udvalgte miljøloves anvendelsesområde med angivelse af overlap og afgrænsningsvanskeligheder til andre miljølove.

Udvalgte miljøloves forskellige sigte

Forureningsbegrænsning og bekæmpelse:

mbl: ***Miljøbeskyttelsesloven:*** Forebygge landbaseret forurening, regulere affald og spildevandshåndtering og rettet mod forurenende processer. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til regulering af produkter efter kemikalielov, kystnær forurening efter havmiljøloven, opstemning efter vandløbsloven indgreb og beskyttelse efter vandforsyningsloven og jordforureningsloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven.

jfl: ***Jordforureningsloven:*** Registre jordforureninger, genoprette efter jordforurening, sikre kontrol med håndtering af forurenet jord og sikre forureneren betaler for oprydning af nye forureninger. *Afgrænsningsvanskeligheder:* til forureningsforebyggelse og affaldsregler efter miljøbeskyttelsesloven og vandforsyningsbeskyttelse efter vandforsyningsloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven samt civilretligt erstatningsansvar for jordforurening.

hmbl: ***Havmiljøloven:*** Forebygge og til dels genoprette efter havbaseret forurening. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til landbaseret forurening og privatretligt erstatningsansvar efter Søloven

mel: ***Miljøerstatningsloven:*** Indfører objektivt erstatning for forureningsskader fra særligt forurenende virksomheder. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* ansvar efter jordforureningslov, miljøbeskyttelseslov, havmiljølov, vandforsyningslov, vandløbsloven og havmiljøloven.

svl ***Spildevandsvedtægtslov:*** Regulere betaling for spildevand. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til forureningsforebyggelse, vandforsyning og spildevandsafgift.

Naturbeskyttelse:

nbl: ***Naturbeskyttelsesloven:*** Beskytte naturtyper, arter, fortidsminder og offentlighedens adgang til naturen. Nbl omfatter både forebyggelse og genopretning. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til forureningsforebyggelse efter miljøbeskyttelsesloven, vandløbsvedligehol-

delse efter vandløbsloven, vandforsyningsbeskyttelse efter vandforsyningsloven, recipientregulering og bevaringsplaner efter miljømålsloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven, arealanvendelse efter planloven og vildtpleje efter jagt- og vildforvaltningsloven.

skovl: ***Skovloven:*** Bevare skoven og udvide skovarealet. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til naturbeskyttelse efter naturbeskyttelsesloven, bevaringsplaner efter miljømålsloven og miljøvurdering af planer efter SMV-loven.

jvl: ***Jagt- og vildforvaltningsloven:*** Beskytte vildtets levesteder og yngletider og regulere jagten under hensyn til befolkningens rekreative behov. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til naturbeskyttelse efter naturbeskyttelsesloven og bevaringsplaner efter miljømålsloven.

Arealanvendelse, råstofudnyttelse, vandforsyning, vandløb og overordnet planlægning:

planl: ***Planlægningsloven:*** Regulere fremtidige arealanvendelse via zoneinddeling og planhieraki suppleret af specialregler om butiksstørrelser, kolonihaver m.v. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* VVM i forhold miljøbeskyttelsesloven, miljøvurdering i forhold til SMV-loven, recipientmål og bevaringsplaner efter miljømålsloven, beskyttede naturtyper og habitatområder efter naturbeskyttelsesloven, støj i forhold til miljøbeskyttelsesloven, byggetilladelser efter byggeloven, råstofindvinding efter råstofloven, vandløbsvedligeholdelse efter vandløbsloven, arealudlæg efter vandforsyningsloven og private servitutter.

mml: ***Miljømålsloven*** for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder: Kræver fastsættelse af bindende mål for alle vandområder samt handlingsplaner til opfyldelse af målene på grundlag af af vandrammedirektivets regler og mål og handlingsplaner for internationale naturbeskyttelsesområder. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* recipientkvalitetsmål efter planloven, vandforsyningsloven og naturbeskyttelsesloven, vandløbsvedligeholdelse efter vandløbsloven, naturbeskyttelse efter naturbeskyttelsesloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven og forureningsbegrænsning efter miljøbeskyttelsesloven.

smvl: ***SMV-loven*** (lov om miljøvurdering af bestemte planer og programmer): Sikre forudgående miljøvurdering af alle planer og programmer, der vedtages i henhold til lov, hvis de kan påvirke miljøet væ-

sentligt, og fastsætter rammer for VVM-pligtige projekter. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* Forhold til VVM-regler under planloven og alle lovfastsatte planer og programmer under andre miljølove, hvis disse regulerer rammen for VVM-pligtige projekter.

vfl: ***Vandforsyningsloven:*** Sikre vandforsyning og angår både beskyttelse af potentiel vandindvinding og sikring af rent drikkevand. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* forureningsforebyggelse efter miljøbeskyttelsesloven og jordforureningsloven, vandløbsregulering efter vandløbsloven, arealudlæg efter planloven og miljøvurdering af planer efter SMV-loven.

vll: ***Vandløbsloven:*** Sikre vandafledning og vandløbskvalitet. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* vandindvinding efter vandforsyningsloven, forureningsbegrænsning efter miljøbeskyttelsesloven, arealudlæg efter planloven, recipientkvalitetsmål efter miljømålsloven, naturbeskyttelse efter naturbeskyttelsesloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven samt forebyggelse af okkerforurening efter okkerloven.

okkerl: ***Okkerloven:*** Forebygge okkerforurening af vandløb ved regulering af dræning i okkerholdige områder. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* til vandløbsregulering efter vandløbsloven, landbrugsregulering efter miljøbeskyttelsesloven, naturbeskyttelsesloven og planloven og recipientregulering efter miljømålsloven.

rål: ***Råstofloven:*** Sikre planmæssig udnyttelse af råstofressourcer. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* arealudlæg efter planloven, naturbeskyttelse efter naturbeskyttelsesloven og miljømålsloven, forureningsbegrænsning efter miljøbeskyttelsesloven, miljøvurdering af planer efter SMV-loven og råstofindvinding i undergrunden efter undergrundsloven.

Produktregulering:

keml: ***Kemikalieloven:*** Regulere opbevaring, anvendelse og salg af farlige kemiske stoffer. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* forureningsforebyggelse efter miljøbeskyttelsesloven og i relation til pesticider tillige beskyttelse af habitatområder.

genl: ***Genmiljøloven:*** Regulere genteknologi og angår fremstilling, salg og udsættelse af genmodificerede organismer. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap:* miljøgodkendelse ved fremstilling efter miljøbeskyttelsesloven.

Informationsadgang:

mol: ***Miljøoplysningsloven*** (lov om aktindsigt i miljøoplysninger): Skal sikre borgerne adgang til miljøinformationer. *Afgrænsningsvanskeligheder og overlap*: offentlighedsloven og forvaltningsloven ved begæring om aktindsigt vedrørende afgørelser efter øvrige miljølove.

1.3.2 Hvilke myndigheder

Ansvaret for administration og gennemførelse af den danske miljølovgivning ligger som udgangspunkt i Miljøministeriet, hvor hovedparten af de centrale opgaver varetages af to styrelser: Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.[2] Hovedparten af opgaverne med planlægning, godkendelser og dispensationer og det almindelige tilsyn ligger dog decentralt hos de lokale myndigheder.

Frem til den seneste kommunalreform træder i kraft 1/1 2007, har den overvejende del af myndighedsopgaverne efter de forskellige miljølove været fordelt mellem kommunalbestyrelser og amtsråd. Som hovedregel har amtsrådene haft ansvaret for miljøovervågningen (vandløbskvalitet og naturbeskyttelse). Herudover var godkendelser, tilladelser, påbud, tilsyn og håndhævelse efter miljølovene henlagt til kommunerne og amtskommunerne, men således at der for godkendelser, tilladelser, påbud og dispensationer i de fleste tilfælde var ankeadgang til statslige styrelser eller nævn.

Dette ændres med kommunalreformen, hvor kommunerne fra 1/1 2007 overtager de fleste opgaver, og de nye regioner alene overlades opgaven med kortlægning efter jordforureningsloven samt tilladelser efter råstofloven. Til gengæld overtager Miljøministeriet en del af miljøovervågningen, ligesom ministeriet overtager ansvaret for tilsyn med særligt forurenende virksomheder. Herudover bevarer de statslige styrelser godkendelse, tilsyn og håndhævelse efter havmiljøloven, kemikalieloven og miljø- og genteknologiloven for at nævne de vigtigste.

Selv om den overvejende del af myndighedsfunktionerne efter de forskellige miljølove var – og også fremover vil være – henlagt til de lokale myndigheder, er denne decentralisering af kompetencen dog relativeret i kraft af adgangen til administrativ rekurs til centrale myndigheder og nævn. Herved er der sikret en vis ensartethed i normeringen, da der i de fleste tilfælde skal ske fuld prøvelse ved rekursen. For kommune- og lokalplaner er rekursinstansens prøvelse dog begrænset til *retlige spørgsmål*, hvormed der på disse retsområder er plads til betydelige lokale forskelle.

2. For en uddybende gennemgang af myndigheder på miljørettens område, se *Basse og Egelund Olsen:* Miljøretten 1, 2006, p. 333 ff.

Efter det gamle system kan miljøgodkendelser og mange påbud efter miljøbeskyttelsesloven og jordforureningsloven ankes til Miljøstyrelsen og i en vis udstrækning Miljøklagenævnet. I relation til landbruget skulle anke dog i mange tilfælde først ske til Skov- og Naturstyrelsen. Dispensationer fra naturbeskyttelsesloven kan typisk ankes til Naturklagenævnet, og det samme gælder en del afgørelser under planloven.

Ankesystemet forenkles med kommunalreformen. Fremover skal anke af afgørelser, der kan påklages, enten skal ske til Miljøklagenævnet eller Naturklagenævnet afhængig af, hvilken lov afgørelsen er truffet efter. Den eneste praktisk betydelige afvigelse er byggesager, hvor administrativ rekurs efter byggeloven fortsat sker til statsamterne. Angår klagen over et byggeri manglende lokalplan eller anden planlovsmangel, skal klage dog indbringes for Naturklagenævnet.

Afgørelser, der ikke kan påklages, kan forsøges indbragt for kommunaltilsynet i henhold til den kommunale styrelseslov. Kommunaltilsynet henhører under Indenrigsministeriet og varetages af de fem statsamtmænd, der i relation til kommunaltilsynet ikke er undergivet Indenrigsministeriets instruktionsbeføjelse, jf. kommunestyrelseslovens § 47.[3] Kommunaltilsynets behandling har ikke karakter af en administrativ rekurs, men af et overvågningstilsyn, der skal holde øje med, at kommunernes forvaltning holder sig inden for lovgivningens rammer. Tilsynet kan derfor tage sager op af egen drift (*ex officio*), selv om der ikke foreligger en klage. Omvendt har kommunaltilsynet ikke som ved administrativ rekurs mulighed for selv at træffe en ny afgørelse til erstatning af den afgørelse, som kommunaltilsynet eventuelt måtte påtale. Grundet karakteren af kommunaltilsynets prøvelse vil kommunaltilsynet alene påtale afgørelser, handlinger eller undladelser fra kommunerne, hvis disse er åbenbart ulovlige, som det fremgår af MAD 1996.1046 om lovligheden af Københavns Kommunes erhvervsaffaldsregulativ. Manglende indsigelse fra kommunaltilsynet betyder derfor ikke nødvendigvis, at afgørelsen er lovlig. I det voksende antal miljøsager, der indbringes for kommunaltilsynet, vil kommunaltilsynet ofte indhente en udtalelse fra Miljøstyrelsen eller Skov- og Naturstyrelsen. I de senere år har kommunaltilsynet tillige antaget sager, som kunne påklages, men hvor klagefrist – og i nogle tilfælde også søgsmålsfrist – er overskredet. Kommunaltilsynet har i disse tilfælde baseret sin kompetence på en motivudtalelse til kommunestyrelseslovens § 48, hvorefter kommunal-

3. Om kommunaltilsynets opgaver og organisering samt med omtale af den tidligere ordning, se *Garde og Revsbech:* Kommunalret, 2005, p. 75 ff samt *Egelund Olsen:* Miljøretten 1, 2006, p. 657 ff.

tilsynet kan behandle klager, hvis administrativ rekurs er afskåret af formelle grunde.[4]

I EU er ansvaret for miljøområdet overladt til et særligt generaldirektorat for miljø med egen kommissær. Tvister om EU's miljøregler afgøres ved EF-domstolen (EFD) – og visse spørgsmål af Retten i Første Instans (RFI). Som følge af EU-rettens direkte effekt vil EU's miljøregler også skulle anvendes af myndigheder, klagenævn og danske domstole, jf. nærmere i kapitel 4.

Hvad angår de mange internationale miljøaftaler, er en betydelig del indgået under FN's miljøorganisation (UNEP), FN's økonomiske komite for Europa (ECE) og Europarådet, og typisk vil der være oprettet eget sekretariat under hver enkelt traktat. Der er almindeligvis ikke pligtige tvistbilæggelsesorganer under de internationale miljøaftaler, og der foreligger kun få domme fra den internationale domstole (ICJ) på miljøområdet. Herudover har der været flere miljøsager ved verdenshandelsorganisationen WTO, ligesom der foreligger enkelte miljødomme fra den Europæiske Menneskerettighedsdomstol. Under Århus-konventionen er der som noget nyt oprettet en compliance committee bestående af uafhængige juridiske eksperter. Borgerne kan indbringe klager over manglende adgang til information, deltagelse eller domstole for panelet, der herefter afgiver en vurdering, men vurderingen er ikke i formel forstand juridisk bindende.

1.3.3 Oversigt over vigtige EU-direktiver og deres gennemførelse i dansk ret

Som det vil fremgå af både den almindelige og specielle del af miljøretten, må den altovervejende del af de danske miljøregler fortolkes og anvendes på grundlag af EU-regler. Grundet forskel i lovteknik og -struktur er det ganske kompliceret at finde ud af, hvorledes EU's forskellige miljøregler er gennemført i dansk ret. Mange direktiver er i dansk ret gennemført via flere forskellige love og et endnu større antal bekendtgørelser, og da lovene og bekendtgørelserne typisk også har et andet sigte end at gennemføre EU-regler, er det noget af et detektivarbejde at gennemføre en sammenlignende analyse. Til illustration kan nævnes, at da Folketinget i foråret 2004 bad om at få belyst den danske gennemførelse af et forholdsvis enkelt regelsæt som direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle, fik man udleveret en 116 siders oversigt med angivelse af relevante bestemmelser i danske love. Hertil må føjes, at det på dette tidspunkt var velkendt, at de danske regler ikke levede op til direkti-

4. Se hertil *Garde og Revsbech:* Kommunalret, 2005, p. 89; *Pagh:* Håndhævelsens Labyrint, TfM 2005, p. 208.

vet, hvorfor Folketinget i juni vedtog en række ændringer af naturbeskyttelsesloven og skovloven, der ville have gjort oversigten endnu længere – uden at det dog er lykkedes at gennemføre direktivets regler fuldt ud.[5]

Når hertil kommer, at EU's flere hundrede direktiver og forordninger på miljøområdet er blevet til ved knopskydninger, er det opgivet at give en blot nogenlunde dækkende oversigt over EU's miljøregler og den danske implementering. I stedet gives en oversigt over de mest centrale direktiver og forordninger på miljøområdet. Begrundelsen er, at disse EU-regler udgør en del af rammen for fremstillingen af miljørettens almindelige del, hvorfor det løbende er nødvendigt at henvise hertil.[6] Oversigten omfatter en meget kort omtale af indholdet af de enkelte retsakter, og hvordan de er implementeret i dansk ret.

Oversigt over EU's centrale miljødirektiver og forordninger og dansk gennemførelse

Forureningsforebyggelse listevirksomheder

IPPC-direktivet Direktiv 96/61 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening kræver, at de i direktivet listede industrivirksomheder skal omfattes af krav om godkendelse baseret på en integreret vurdering af alle påvirkninger (affald, forurening af luft, vand og jord, støj, risici ved større oplag). Godkendelse kræver, at der anvendes bedst tilgængelig teknologi (BAT), og at bindende miljøkvalitetsnormer ikke overskrides. Godkendelseskravet omfatter både nye og bestående virksomheder, idet de sidste senest i 2007 skal have godkendelse efter IPPC-direktivet. Godkendelsesvilkår skal regelmæssigt revurderes. IPPC-direktivet er implementeret i dansk ret ved reglerne om godkendelse af I-mærkede listevirksomheder i mbl §§ 33 og 39 samt godkendelsesbekendtgørelsen, hvor godkendelsen dog ikke omfatter den videre håndtering af affald eller udledning af spildevand til offentlig kloak, der forudsættes reguleret via de kommunale affaldsordninger efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 4 og 6.

5. Se herom *Pagh:* UfR 2005B.25 og *Pagh:* TfM 2005, p. 264.
6. Da Revsbechs fremstilling af den specielle del kun i begrænset omfang berører EU's regulering af kemikalier og GMO'er er en omtale af disse regler udeladt i oversigten. Se hertil *Pagh*, Miljøretten bd. V, 2001, p. 57-184 og *Sommer*, Miljøretten bd. V, p. 185-238.

Affaldshåndtering

Affaldsdirektivet Direktiv 2006/12 om affald (der er en sammenskrivning af det tidligere direktiv75/442 om affald som ændret ved direktiv 91/156) fastlægger rammen for den nationale affaldsregulering. Direktiver fastsætter definitioner af begreberne affald, bortskaffelse, nyttiggørelse, affaldsproducent, affaldsindehaver m.fl. og stiller krav om, at der vedtages affaldsplaner. Nye og bestående virksomheder, der modtager affald til bortskaffelse eller nyttiggørelse, skal have en godkendelse, og affaldstransportører, -indsamlere og -mæglere skal registreres. Efter direktivet skal der etableres en ubrudt ansvarskæde for affald, hvorefter affaldsindehaveren skal forpligtes til at overgive affaldet til enten en registreret indsamler eller et godkendt modtageanlæg. Affaldsdirektivet er implementeret ved affaldsbekendtgørelsen og ved godkendelse af listevirksomheder efter mbl §§ 33 og 39. Der er ingen danske regler, der fuldt modsvarer affaldsdirektivets krav til affaldsindehaveren. Kravet om affaldsplaner dækkes ikke af de kommunale affaldsplaner, men er søgt opfyldt med en national affaldsplan, der dog ikke ses at have hjemmel i mbl.

Affaldsforordningen Forordning 259/93 om overførsel af affald indeholder en udtømmende regulering af proceduren ved ud- og indførsel af affald samt af danske myndigheders mulighed for at gøre indsigelse mod ud- eller indførsel. Forordningen forudsætter, at der fastsættes nationale regler om økonomisk sikkerhedsstillelse, hvilket er sket med bekendtgørelse 971/1996 om eksport og import af affald. Ved bkg. 264/2000 har Danmark på grundlag af forordningen gennemført et generelt forbud mod import og eksport af affald til bortskaffelse. Derimod er der ikke fastsat danske regler om begrænsning af eksport og import af affald til nyttiggørelse.

Vandforurening og forvaltning

Vandrammedirektivet Direktiv 2000/60 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger etablerer en integreret tilgang til en forvaltning af vandmiljøet. Direktivet omfatter grundvand, vandløb, søer og kystområder.

For alle vandområder skal der laves en basisanalyse af vandkvalitet og økonomiske interesser, og på grundlag heraf skal inden 2009 vedtages bindende kvalitetsmål for hvert enkelt vandområde samt handlingsplaner. Direktivet vil fra 2013 afløse en del af de gamle vanddirektiver,[7] mens andre videreføres uændret.[8] Vandrammedirektivet er i dansk ret implementeret i miljømålsloven.

Luftforurening

Luftramme-direktivet

Direktiv 96/62 om vurdering og styring af luftkvalitet etablerer en ramme for datterdirektiver, der fastsætter grænseværdier for det maksimale indhold af bestemte farlige stoffer i udendørs luft.[9] Luftrammedirektivet og de første datterdirektiver er i dansk ret gennemført ved bkg. 716/2003 om mål- og grænseværdier for luftens indhold af visse forurenende stoffer udstedt på grundlag af mbl § 14, stk. 2. Bekendtgørelse 716/2003 indeholder dog ikke de i direktivet krævede sanktionsregler. Luftrammedirektivets bindende krav til luftkvalitet suppleres

7. Det drejer sig om fiskevandsdirektivet (78/659), skalddyrvandsdirektivet (79/923) og direktiv 75/440 om kvaliteten af overfladevand, der anvendes til drikkevand, der fastsætter bindende kvalitetsmål til vandkvalitet, med overlader det til medlemsstaterne at udpege de omfattede vandområder. De bindende mål var forudsat gennemført ved bekendtgørelser på grundlag af mbl § 14, stk. 2, men er dog aldrig blevet gennemført i dansk ret. Vandrammedirektivet afløser tillige direktiv 76/464 om udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø og direktiv 80/68 om beskyttelse af grundvand mod forurening, der for begges vedkommende kræver tilladelse med angivelse af grænseværdier til udledning af listede farlige stoffer samt handlingsplaner til nedbringelse af forureningen. Direktiv 76/464 er forudsat gennemført ved bkg. 921/1996 om kvalitetskrav til vandområder og bkg. 501/1999 om spildevandstilladelser, mens grundvandsdirektivet er ment opfyldt med mbl § 19.
8. Således fortsætter badevandsdirektivet (76/160), nitratdirektivet (91/676) og byspildevandsdirektivet (91/272) ved siden af vandrammedirektivet samt specielle regler om havforurening. I februar 2006 vedtog EU direktiv 2006/6 om forvaltning af badevandskvalitet, der skal være implementeret i marts 2008 og som fra 2014 afløser det gamle direktiv 76/160. Det nye badevandsdirektiv lemper den bindende resultatforpligtelse, der efter EF-domstolens praksis gjaldt for det gamle direktiv.
9. Se: direktiv 1999/30 om luftkvalitetsgrænseværdier for svovldioxid, nitrogendioxid og nitrogenoxider, partikler og bly i luften, direktiv 2000/69 om grænseværdier for benzen og carbonmonoxid i luften, direktiv 2002/3 om luftens indhold af ozon og direktiv 2004/107 om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polycykliske aromatiske kulbrinter i luften.

af direktiver om kilderegulering,[10] nationale emissionslofter[11] og for klimagasser af det såkaldte kvotetdirektiv, direktiv direktiv 2003/87 om en ordning for handel med kvoter for drivhusgasemissioner i Fællesskabet. Den danske gennemførelse af disse specielle regler er primært sket ved bekendtgørelser på grundlag af mbl § 7.

Naturbeskyttelse

Fuglebeskyttelsesdirektivet

Direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle kræver beskyttelse af alle vilde fugle i den periode, hvor fuglene yngler, fouragerer og trækker samt beskyttelse af de vilde fugles levesteder. For truede arter og trækfugle skal der udpeges særligt beskyttede områder baseret på ornitologiske kriterier og uden mulighed for at inddrage økonomiske eller rekreative hensyn. De særlige beskyttede områder er omfattet af en særligt vidtgående beskyttelse fastsat i habitatdirektivets artikel 6 og udgør i Danmark ca. 7 % af det danske territorium. Direktivet er i dansk ret gennemført ved miljømålsloven, jagt og vildforvaltningsloven, planloven, naturbeskyttelseslovens §§ 19 a-19 h, råstofloven suppleret af bekendtgørelse 477/2003 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder og flere bekendtgørelser om artsbeskyttelse. De danske regler modsvarer ikke fuldt ud direktivets regler.

Habitatdirektivet

Direktiv 92/43 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter etablerer en vidtgående beskyttelsesordning for alle vilde dyr, planter og naturtyper, der er anført i direktivets bilag IV. Samtidig etableres efter direktivets artikel 4 et integreret europæisk net af beskyttede områder,

10. Se f.eks. direktiv 2000/76 om forbrænding af affald, direktiv 94/63 om forebyggelse af emissioner af flygtige organiske forbindelser ved benzinoplagring og benzindistribution fra terminaler til servicestationer (1. VOC-direktiv), direktiv 1999/13 om begrænsning af emissionen af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler i visse aktiviteter og anlæg (2. VOC-direktiv), direktiv 2004/42 om begrænsning af emissioner af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler i visse malinger og lakker samt produkter til autoreparationslakering og om ændring af direktiv 1999/13 (3. VOC-direktiv) og direktiv 2001/80 om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg.
11. Se direktiv 2001/81 om nationale emissionslofter for visse luftforurenende stoffer.

Natura 2000-områder. For hvert af disse områder skal der fastsættes bevaringsmål, der sikrer gunstig bevaringsstatus, og områderne er omfattet af den vidtgående beskyttelse efter artikel 6. Habitatdirektivet er i dansk ret gennemført ved miljømålsloven, jagt- og vildforvaltningsloven, planloven, naturbeskyttelseslovens §§ 19 a-19 h, skovloven, råstofloven suppleret af bekendtgørelse 477/2003 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder og flere bekendtgørelser om artsbeskyttelse. De danske regler modsvarer ikke fuldt ud direktivets regler.

Tværgående EU-miljølovgivning

VVM-direktivet Direktiv 85/337 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet indeholder ingen selvstændige krav til miljøbeskyttelse, men stiller alene krav til krav til fremgangsmåden ved godkendelse af projekter omfattet af direktivet for at kvalificere beslutningsgrundlaget. Direktivet kræver, at de i direktivets bilag I og II anførte projekter omfattes af krav om tilladelse. For bilag I projekter skal sammen med ansøgning fremsendes en vurdering af projektets direkte og indirekte miljøvirkninger. Ansøgning og miljøvurdering skal i offentlig høring, hvorefter der tages stilling til ansøgningen. En tilladelse giver ansøger retskrav på at gennemføre projektet. For bilag II projekter kræves alene VVM-procedure, hvis det på grundlag af en screening efter de i bilag III anførte kriterier, må antages, at projektet har væsentlig miljøvirkning. VVM-direktivet er i dansk ret primært gennemført ved bekendtgørelsen 1006/2005 om supplerende regler i medfør af planloven (samlebekendtgørelsen), hvorefter VVM-proceduren gennemføres som regionplantillægsprocedure (fra 2007 som kommunalplantillæg). Regionplantillægget har ikke de i VVM-direktivet krævede retsvirkninger, hvorfor VVM-tilladelsen ved f.eks. listevirksomheder først meddeles ved miljøgodkendelsen. For projekter på søterritoriet er VVM-direktivet gennemført ved specialregler i råstofloven, havneloven, undergrundsloven, elforsyningsloven og trafikministeriets bkg. 128/1999 om miljømæssig vurdering af anlæg på søterritoriet

udstedt på grundlag af kystbeskyttelsesloven og statens højhedsret over søterritoriet.

SMV-direktivet

Direktiv 2001/42 om vurdering af bestemte planers og programmers indvirkning på miljøet omfatter alle planer og programmer, der vedtages i henhold til lov, hvis planen eller programmet fastlægger rammerne for kommende tilladelser til projekter omfattet af VVM-direktivet. SMV-direktivet omfatter derfor næsten alle affaldsplaner, kommuneplaner, spildevandsplaner og vandforsyningsplaner, da disse typisk vil indeholde rammer for VVM-pligtige projekter, men også en del lokalplaner, jf. MAD 2005.957. Planer og programmer omfattet af SMV-direktivet skal i offentlig høring forud for vedtagelsen, og hvis planen eller programmet kan have væsentlige indvirkninger på miljøet skal den ledsages af en miljøvurdering. Efter SMV-direktivets artikel 11(1) vil en miljøvurdering efter SMV-direktivet ikke afløfte pligten til miljøvurdering efter VVM-direktivet og omvendt. SMV-direktivet er i dansk ret gennemført ved lov om miljøvurdering af planer og programmer (SMV-loven), der i det væsentlige er en afskrift af direktivet og ikke tager stilling til, hvordan loven berører VVM-proceduren efter planloven.

Miljøoplysnings-direktivet

Direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplysninger er en del af EU's gennemførelseslovgivning af Århuskonventionen og afløser det tidligere direktiv 90/313 om fri adgang til miljøinformationer. Direktivet omfatter alle oplysninger om miljøets status, afværgeforanstaltninger, kontrakter og vurderinger, som myndigheder og offentlige selskaber er i besiddelse af. Efter direktivet har enhver borger ret til disse oplysninger med nogle få undtagelser. Begæring skal besvares med en begrundet afgørelse inden to måneder uden mulighed for forlængelse af fristen. Der skal være en let og billig adgang til uafhængig prøvelse af afslag på begæring. Direktivet er i dansk ret gennemført ved lov om aktindsigt i miljøoplysninger, der dog ikke fuldt ud indeholder den i direktivet krævede prøvelsesadgang.

Offentlige deltagelsesdirektivet Direktiv 2003/35 om mulighed for offentlig deltagelse i forbindelse med udarbejdelse af visse planer og programmer på miljøområdet og om ændring af direktiv 85/337 og direktiv 96/61 for så vidt angår offentlig deltagelse og adgang til klage og domstolsprøvelse er en del af af EU's gennemførelseslovgivning af Århus-konventionen. Direktivet har primært karakter af en udvidelse af adgangen til offentlig deltagelse og prøvelse efter VVM-direktivet og IPPC-direktivet. Direktivet er i dansk ret gennemført ved miljøbeskyttelsesloven og planloven, hvilket næppe fuldt ud modsvarer direktivets krav, bl.a. fordi direktivet kræver adgang til uafhængig prøvelse af enhver afgørelse vedrørende IPPC-virksomheder.

Miljøansvarsdirektivet Direktiv 2004/35 om miljøansvar for så vidt angår forebyggelse og afhjælpning af miljøskader gennemfører en ubetinget forureneransvar for en række aktiviteter, som omfattes af EU's forebyggende miljøregulering. Direktivet omfatter jord- og vandforurening samt skade på truede arters gunstige bevaringsstatus, hvor der efter direktivet kræves genopretning af tidligere tilstand. Miljøansvarsdirektivet berører ikke det civilretlige ansvar for person- tings-, og formueskade ved miljøskader og ansvarsordningen er udformet som en påbudsordning på linje med, hvad der gælder efter jordforureningslovens §§ 40 og 41, men med den forskel, at det også omfatter vandforurening og skade på truede arter. Direktivet giver tredjemand ret til uafhængig prøvelse af, om påbud om genopretning skal meddeles, og om påbuddet er tilstrækkeligt. Miljøansvarsdirektivet skal være gennemført i april 2007.

1.3.4 Den overordnede sammenhæng mellem regelgrundlaget

Det fremgår af det ovenfor anførte, at både når det gælder danske miljølove og EU-regler, er reguleringen i udtalt grad sektoropdelt. Det er dog muligt at beskrive en helt overordnet sammenhæng i reguleringen, som den ser ud, når vandrammedirektivet er gennemført.

I forhold til industri, landbrug, infrastruktur og bymæssig udvikling er det meningen, at de bindende miljømål fastsættes på grundlag af vandrammedirektivet, luftrammedirektivet og habitatdirektivet. Hvad angår vand og natur,

skal målfastsættelse i dansk ret ske på grundlag af miljømålsloven. Som led i fastsættelse af mål der skal tillige fastsættes bindende handlingsplaner. Når luft ikke er medtaget, skyldes det, at EU i forvejen har fastsat bindende krav til luftkvalitet.

Disse bindende mål og handlingsplaner udgør i forhold til SMV-loven rammen for vurdering og vedtagelse af planer for arealanvendelse efter planloven og vandløbsregulativer efter vandløbsloven og andre planer. De bindende mål og planer udgør tillige en bindende ramme for miljøvurdering efter VVM-direktivet samt for stillingtagen til konkrete projekter efter bl.a. IPPC-direktivet. I forhold til dansk lovgivning betyder det, at miljøgodkendelser, vandforsyningstilladelser, vandløbstilladelser, byggetilladelser m.v. kun kan meddeles under iagttagelse af de bindende mål. Med få undtagelser er målene for miljøkvalitet derfor afskærende for afvejningen. Det er følgelig som hovedregel ikke muligt at give tilladelser, der vil føre til, at de bindende miljømål ikke kan opfyldes.

De bindende miljømål og handlingsplaner er tillige stipulerende for, om der skal gøres ansvar gældende efter miljøansvarsdirektivet – dvs. hvornår og i hvilket omfang der kan og skal kræves genopretning i relation til skade på vand og truede arter.

1.4 Principperne for regulering af miljørettens forskellige områder

Miljørettens specielle områder belyses i Revsbechs Lærebog i Miljøret (2002) på grundlag af de forskellige miljølove, hvilket er velbegrundet ud fra bogens forvaltningsretlige sigte. Men anskues de miljøretlige problemstillinger mere generelt som i denne lærebog om miljørettens almindelige del, er der behov for at supplere denne tilgang. I dette generelle perspektiv kendetegnes miljøretten ved at være en overordnet samlebetegnelse for forskellige faktiske problemstillinger, der ikke fuldt ud afspejles i miljølovenes opdeling. Eksempelvis er det ikke muligt fuldt ud at anvende helt de samme reguleringsprincipper for affald som for bekæmpelse af industriens forurening, selv om begge spørgsmål reguleres i miljøbeskyttelsesloven. Tilsvarende er der andet end gradsforskelle i reguleringen af påvirkning af de forskellige recipienter: jord, luft, vand og flora og fauna.

Med det følgende er det søgt at give en overordnet indføring i de hovedsynspunkter, der har været bestemmende for reguleringen af det, som kan betegnes miljørettens forskellige områder. Det skal understreges, at der ikke eksisterer en alment gyldig opdeling af miljørettens forskellige områder i teorien. Dette skyldes dels, at enhver opdeling præges af et vist overlap, dels at

sigtet med de forskellige miljøretlige fremstillinger varierer betydeligt. Også den nedenfor valgte opdeling af områder er præget af betydelige overlap, idet der som områder både er valgt miljøproblemet (forurening, affald, farlige produkter), de beskyttede recipienter (luft, vand, jord og natur) og den retlige tilgang (fysisk planlægning). Meningen er alene at fremhæve de grundlæggende karakteristika for hvert af de valgte områder med henblik på at gøre læseren fortrolig med udgangspunktet for den pågældende regulering, idet dette udgangspunkt let overses i myriaden af specialregler.

1.4.1 Forureningsbekæmpelse

Reguleringen af forureningsbekæmpelse tager udgangspunkt i, at forurening på én gang er skadelig, men samtidig ofte er en nødvendig ledsager til ellers samfundsnyttige aktiviteter. Forureningen skal derfor begrænses, men undgås kan den ikke. For at begrænse forureningen er det nødvendigt med kontrol, men mængden af kilder udelukker, at enhver forurening er betinget af forudgående tilladelse.

I stedet er valgt et system, hvor de mest forurenende virksomheder kræver tilladelse (listevirksomheder), mens det i forhold til andre stationære kilder er fundet tilstrækkeligt med mulighed for at give offentlige påbud om forureningsbegrænsning, når forureningen bliver for alvorlig. Når det drejer sig om forurening af vand og jord, kræves dog altid tilladelse. Også på dette punkt svarer de danske regler til andre lande, om end der er forskel på, hvornår der kræves tilladelse, hvad der tillades, og hvor meget der skal til, før der kan påbydes forureningsbegrænsning. Men generelt for EU gælder, at når der kræves tilladelse, skal forureningen begrænses til det, der er muligt ved anvendelse af den bedst tilgængelige teknologi. For mobile kilder og for produkter, hvis anvendelse i sig selv kan give anledning til forurening, søges forureningen begrænset ved at stille krav om forureningsbegrænsningsudstyr (f.eks. biler) eller stille krav til produkterne (f.eks. maksimalgrænseværdier for brændslers indhold af svovl).

Medfører en udledning en alvorlig forurening af vand eller jord, vil forureneren kunne drages til ansvar for genopretning, hvis der er handlet ansvarspådragende. For listevirksomheder gælder et objektivt ansvar efter miljøerstatningslovens § 3 og for erhvervsmæssig forvoldt jordforurening forvoldt efter 1/1 2001 gælder et ubetinget forureneransvar i forhold til myndighedspåbud. Med EU's miljøansvarsdirektiv vil yderligere en del aktiviteter blive omfattet af et ubetinget ansvar (objektivt ansvar). Også skade på beskyttede arters gunstige bevaringsstatus kan medføre ansvar for genopretning.

1.4.2 Affald

Reguleringen af affald ligner forureningsbekæmpelsen på den måde, at vi alle er affaldsproducenter, og selv om det er muligt at begrænse affaldsfrembringelsen, er det umuligt at undgå affald. Hovedprincipperne i affaldsreguleringen går i korthed ud på at begrænse affaldsmængden mest muligt via produktkrav, at nyttiggøre mest muligt af affaldet for at undgå ressourcespild og at undgå ukontrolleret bortskaffelse og behandling af affald. Selv når der ses bort fra affald fra industri, handel og byggeri, vil alene husstandenes affald udgøre en alvorlig sundhedsfare, der ikke kan imødegås ved at alene at give ansvaret til den enkelte og overlade resten til markedet. Forenklet udtrykt er problemet, at det er muligt at flytte affaldet, så det påfører andre end affaldsproducenten problemer.

Dette har begrundet, at kommunerne i alle udviklede stater har ansvaret for at sikre indsamling og behandling af husholdningernes affald. Det er kun i Danmark, at man også har givet kommunerne ansvaret for, at virksomhederne kan kommune af med affald, hvilket modsvares af en benyttelsespligt af kommunale ordninger, der dog ikke gælder for genanvendeligt affald, som udgør 70-80 % af erhvervsaffaldet. Mere generelt har de anførte problemer med affald i forhold til både erhvervsaffald og husholdningsaffald begrundet, at der i EU's affaldsdirektiv er indført en udbrudt ansvarskæde fra affaldsproducent til endelige behandling, som EF-domstolen fastslog i sag C-494/01, *Kommissionen mod Irland.* Hermed sigtes til, at både bortskaffelse og nyttiggørelse af affald kræver en offentligretlig tilladelse, og at affaldsproducenten og enhver efterfølgende indehaver af affald er forpligtet til enten at overgive affaldet til et anlæg, der har tilladelse eller til en registreret eller godkendt affaldsindsamler. Samme synspunkter begrunder tillige, at overførsel af affald mellem medlemsstaterne efter EU's affaldsforordning er omfattet af en PIC-procedure med forudgående underretning og godkendelse fra de kompetente myndigheder i afsender- og modtagerstaten, medmindre der er tale om ufarligt affald til nyttiggørelse som f.eks. papiraffald.

De forøgede teknologiske muligheder for at udnytte industriens biprodukter som erstatning for primære råstoffer bevirker, at grænsen mellem affald og ikke-affald i en del tilfælde kan give anledning til tvivl. Med dommen i sag C-9/00, *Granit* har EF-domstolen fastslået, at hvis der er sikkerhed for, at et biprodukt uden forudgående behandling kan nyttiggøres fuldt ud, er det ikke affald. Det gør ingen forskel om biproduktet indeholder farlige stoffer, jf. sag C-235/02, *Saetti og Frediani.*

Hvad angår udgiften til bortskaffelse af affald, stiller affaldsdirektivet krav om, at udgiften til indsamling og bortskaffelse af affald pålægges i overens-

stemmelse med forureneren betaler-princippet, hvorfor offentligt finansieret indsamling anses som ulovlig statsstøtte, jf. sag C-126/01, *Gemo*.

1.4.3 Luft

Luft er noget alle mennesker indånder. Ringe luftkvalitet kan føre til alvorlige sundhedsskader og skader på dyr og planteliv. Dette er baggrunden for, at EU inspireret af den amerikanske Clean Air Act fra 1972 gradvis har indført bindende luftkvalitetsnormer for indholdet af forskellige farlige stoffer i udendørs luft. Disse regler er nu sammenfattet i det såkaldte luftrammedirektiv (se 1.3.3). For at begrænse udledning af flygtige organiske oplysningsmidler i luften (VOC) har EU bl.a. på baggrund af protokoller under Genève-konventionen om grænseoverskridende luftforurening vedtaget de såkaldte VOC-direktiver (gennemført ved VOC-bekendtgørelsen 350/2002), der indfører en tilladelsesordning for selv meget små udledninger og bl.a. omfatter renserier. Men herudover reguleres luft efter principperne for forureningsbekæmpelse omtalt ovenfor. I forhold til denne regulering har luftkvalitetsnormerne den selvstændige betydning, at de er styrende for, hvad der kan tillades, dvs. afskærende for afvejningen, jf. ovenfor under 1.3.4.

Ved siden af den regulering, der retter sig mod kvaliteten af den udendørs luft, giver udledning til luften anledning til regionale og globale miljøproblemer. Regionalt giver udledning af svovl- og kvælstofoxider ved forbrænding problemer med sur nedbør. Dette er baggrunden for, at der for disse emissioner både under Genève-konventionen og i EU er indført emissionskvoter for de enkelte medlemsstater. Globalt giver udledning af drivhusgasser som CO_2 og metan risiko for klimaændringer. Dette har ført til, at der med Kyoto-protokollen under Klima-konventionen er indført nationale lofter for udledning af drivhusgasser og indført et regime med omsættelige forureningskvoter. I EU modsvares dette bl.a. af direktiv 2003/87 om en ordning for handel med kvoter for drivhusgasemissioner i Fællesskabet (kvotedirektivet), der fastlægger rammerne for nationale implementeringsplaner med henblik på at sikre et europæisk marked for handel med drivhusgasser som led i EU's opfyldelse af Kyoto-protokollen. Direktivet er gennemført med Lov om CO_2-kvoter.

1.4.4 Vandmiljøet

Til forskel fra luften er det forskelligt, hvordan vandmiljøet reagerer på forureningspåvirkning. Havet er f.eks. mere robust end små ferskvandssøer og vandløb. Hertil kommer, at forskellige vandområder på mange forskellige måder indgår i menneskers produktion og forbrug. Rent drikkevand er afgørende for sundheden og for fødevareproduktion mv. Vandet er samtidig leve-

sted for dyr og planter, en trafikåre for gods og mennesker. Og vandet er der, hvor fiskerne henter deres udkomme, ligesom det tjener mange rekreative funktioner (udsigt, badevand mv.). Men vandet kan også være et problem, der medfører oversvømmelser og på den måde skaber sundhedsfare.

Det er derfor ikke muligt at regulere alt vand på samme måde. Der er forskellige hensyn, der skal tages i forskellige vandområder. Denne forskelligheed er der i reguleringen taget højde for på forskellig vis. Inspireret af den amerikanske Clean Water Act fra 1970 indførte EU i løbet af 1970'erne og siden i begyndelsen af 1990'erne forskellige krav til vandkvalitet beroende på vandets anvendelse (f.eks. badevand, drikkevandsforsyning eller fiskevand) og dets sårbarhed (f.eks. EU's nitratdirektiv (91/676). Efter reglerne skulle de bindende vandkvalitetsnormer være styrende for, hvad der kunne tillades, og hvornår der skulle gribes ind efter forureningsreguleringen. Samtidig begrunder risikoen ved forurening af både grundvand og overfladevand, at der her gælder en generel regel om, at tilførsel af forurenende stoffer til vandmiljøet kræver tilladelse.

Med vandrammedirektivet er nogle af disse regler – men langt fra alle – samlet i ét system. I den danske regulering blev de samme synspunkter styrende for den såkaldte vandrecipientsplanlægning i regionplanerne, der dog til forskel fra EU-reglerne ikke havde bindende, men vejledende funktion, hvilket næppe modsvarede EU-kravene. Med miljømålsloven vil det tidligere system blive afløst af bindende mål og handlingsplaner. Supplerende gælder i dansk ret vandløbsloven, hvis oprindelige mål primært var at komme af med vandet for at undgå vandlidende arealer og oversvømmelser. Dette er baggrunden for de såkaldte vandløbsregulativer, der regulerer vedligeholdelsen af vandløb, men som dog siden slutningen af 1960'erne tillige skal varetage hensyn til naturbevarelse.

Den stabile forsyning af rent drikkevand og en hensigtsmæssig udnyttelse af vand som ressource reguleres via vandforsyningsloven, der dog tillige indeholder regler om forureningsbekæmpelse. Princippet i denne regulering er, at ny vandindvinding kræver tilladelse, og at drikkevandsboringer skal lukkes, hvis vandet er forurenet. Samtidig åbner loven mulighed for at beskytte nuværende og fremtidige vandboringer ved rådighedsbegrænsninger over fast ejendom, hvilket udløser erstatning til ejeren fra vandforsyningen, som nyder godt af rådighedsbegrænsningen. Hvor forureningsbegrænsning ud fra forureneren betaler-princippet som hovedregel er erstatningsfri, er der i vandforsyningsloven nærmest den omvendte orden, hvilket tillige afspejles i de bestemmelser i miljøbeskyttelsesloven, som angår vandforsyning, som f.eks. mbl §§ 24 og 26 a. Samme synspunkter har ført til, at de kommunale miljømyndigheder kan lukke private vandboringer, hvis vandet er forurenet, jf. U

1996.854 H om Dansk Spændbeton, hvor en kommune på denne måde undgik at erstatte udgift til etablering af ny vandforsyning efter den tidligere affaldsdepotslov – og tilsvarende U 1998.278 H.

1.4.5 Fysiske planlægning

Med den fysiske planlægning sigtes til den regulering, der retter sig mod den fremtidige arealanvendelse og på denne måde ligner den regulering af vandkvalitet, som er omtalt ovenfor.

Også denne regulering kendes i langt de fleste lande, men med betydelige variationer. Baggrunden herfor er, at arealer er en knap ressource, hvor den næste længerevarende disponering over et bestemt areal i form af f.eks. byggeri dels hindrer anden benyttelse af arealer og dels kan have vidtgående følger for tilgrænsende arealer (f.eks. en vejføring). Denne del af miljøretten startede for over et halvt århundrede siden i byerne og tilsigtede overordnet at skabe sammenhæng i byernes udvikling.

Siden udviklede reguleringen sig i to retninger. De tættere forbindelser mellem de enkelte byer krævede sammenhæng i større regioner, og samtidig blev det fundet nødvendigt at udvide planstyringen til hele landet, hvilket danner grundlag for den såkaldte rammestyring med region-, kommune- og lokalplaner. Regionplanerne bortfalder med kommunalreformen og forudsættes i en vis udstrækning afløst af landsplandirektiver. Den anden retning var dels begrundet med hensynet til landbrugserhvervet (jordpriser) og dels med ønsket om beskyttelsen af det åbne land. Dette resulterede i zoneloven fra 1970, hvorefter Danmark er opdelt i byzoner, sommerhusområder og landzone. Zonelovens regler, der er videreført i planloven, danner grundlag for det såkaldte landzonebånd, hvorefter det meste byggeri og en række ændringer i arealanvendelsen kræver landzonetilladelse.

Kendetegnende for begge former for regulering er, at den alene er fremadrettet og ikke angår den hidtidige arealanvendelse. Reguleringen er derfor erstatningsfri i forhold til ejere af de berørte arealer, medmindre bindingerne på den fremtidige arealanvendelse er så byrdefuld, at det reelt hindrer en rimelig økonomisk udnyttelse af ejendommen, jf. planlovens § 48 om kommunal overtagelsespligt. Med tiden er de to hovedsystemer suppleret af diverse knopskydninger om kystbeskyttelseszone, kolonihaver, butiksstørrelser m.v.

Elementer af tankerne fra den fysiske planlægning findes i bl.a. miljøbeskyttelseslovens lokaliseringsprincip, i beskyttede naturtyper og beskyttelseslinjer efter naturbeskyttelsesloven, i arealudlæg efter jagt- og vildforvaltningsloven og i vandforsyningslovens mulighed for rådighedsbegrænsninger, men i alle fire tilfælde udformet med et snævrere sigte.

1.4.6 Naturbeskyttelse

Behovet for beskyttelse af naturen retter sig overordnet mod beskyttelse af artsmangfoldigheden, jf. Rio-konventionen om biodioversitet. Men herudover deler beskyttelsen sig overordnet i tre retninger. Den ene angår artsbeskyttelsen, hvor der både er behov for at hindre eller begrænse jagt og fangst at forbyde handel med truede arter og for at beskytte bestemte naturtyper. Regler herom har overvejende udspring i internationale konventioner som Washinghton-konventionen om handel med udryddelsestruede arter (CITES) og Hval-konventionen, men er tillige udbygget i EU-regler, der i en vis udstrækning modsvares af danske regler.

Den anden angår arternes levesteder, idet den største trussel mod mange arter ikke er jagt, men en sideeffekt af menneskers aktivitet, som forstyrrer eller skader de vilde dyr eller planters livsbetingelser. De modsvarende internationale regler er først og fremmest Bern-konventionen om beskyttelse af vilde dyr og planters levesteder, og endnu mere vidtgående reglerne om arealudlæg af Natura 2000-områder i EU's fuglebeskyttelsesdirektiv og habitatdirektiv samt de samme direktivers regler om i øvrigt at beskytte truede arters andre levesteder. Med EU's miljøansvarsdirektiv 2004/35 er der indført krav om ansvar for genopretning af gunstig bevaringsstatus. De danske regler om beskyttelse af arternes levesteder har primært været naturbeskyttelseslovens § 3 om beskyttede naturtyper og arealudlæg efter jagt- og vildforvaltningsloven – samt i mere beskeden udstrækning fredninger.

Den tredje retning i naturbeskyttelsen angår fauna- og floraforfalskning, hvormed sigtes til, at indførsel af nye arter i et økosystem kan fortrænge andre arter og dermed ødelægge den økologiske balance, som det f.eks. kendes i Danmark med den såkaldte dræbersnegl, som ødelægger floraen. For at imødegå dette er der såvel i Bern-konventionen som i habitatdirektivet og i naturbeskyttelsesloven strenge regler om udsættelse af fremmede arter. Hvor regulering savnes, anerkender EF-domstolen, at risikoen ved sådan fauna- eller floraforfalskning kan begrunde handelshindringer, jf. sag C-67/07, *Bluhme* om forbud mod import af gule bier på Læsø samt sag C-131/93, *Kommissionen mod Tyskland* om import af krebs.

Hvor EU's naturbeskyttelse både kræver aktiv forvaltning og negativ beskyttelse mod hidtidige aktiviteter, hvis de er skadelige for beskyttede arter eller deres levesteder, har forbuddet mod at ændre tilstanden i beskyttede naturtyper efter naturbeskyttelseslovens § 3 alene været rettet mod ændringer af den hidtidige råden.

Til forskel fra EU-retten er offentlighedens adgang til naturen et selvstændigt mål efter den danske naturbeskyttelseslov. Hvor dette er foreneligt med EU's naturbeskyttelse, er der intet til hinder for, at dansk ret supplerer målene

i EU's naturbeskyttelse. Men hvis offentlighedens adgang kommer i modstrid med den af EU krævede beskyttelse, kan der ikke ved fortolkning af de danske regler tages hensyn til offentlighedens adgang.

1.4.7 Jorden – den faste ejendom

Jorden adskiller sig som recipient fra luften og vandet ved at være genstand for ejendomsret (herved ses bort fra mindre private søer og vandløb). I et ejendomsretligt perspektiv er det ejeren, der råder over jorden, og det er ejeren, som lider skade, hvis jorden forurenes. Påfører en virksomhed naboejendommen en jordforurening, vil ejeren af naboejendom kunne gøre ansvar gældende mod virksomheden, i det omfang dette er muligt efter naboretlige regler.

Men ejerens rådighed over jorden begrænses af den almindelige reguleringslovgivning. Ejerens mulighed for at ændre råden begrænses tillige af planlovens zoneregler og lokalplaner, ligesom myndighederne er afskåret fra at give tilladelse til anlæg og aktiviteter, som strider mod kommuneplanen. Tilsvarende forbyder naturbeskyttelseslovens § 3, at ejeren uden dispensation ændrer anvendelsen af den del af ejendommen, som er en beskyttet naturtype (f.eks. eng), hvis den ændrede anvendelse kan ændre den beskyttede naturtypes tilstand. Efter miljøbeskyttelseslovens § 19 må ejeren ikke uden tilladelse oplægge eller nedgrave genstande, der kan forurene jord eller grundvand, og efter jordforureningslovens § 41 kan erhvervsvirksomheder mødes med påbud om undersøgelse og oprydning, hvis virksomheden har forurenet sin egen ejendom. Er der på ejendommen en gammel forurening, udløser dette rådighedsbegrænsninger, der varierer afhængig af, om ejendommen anvendes til følsom anvendelse som bolig eller til erhverv.

Derimod antages det, at hensynet til ejendomsretten medfører, at offentlig oprydning af en ældre forurening er ekspropriativ, medmindre ejeren samtykker. Tilsvarende har ejeren krav på kommunal overtagelse, hvis en lokalplan hindrer rimelig udnyttelse af ejendommen. Er det nødvendigt at gribe ind over for den hidtidige brug af ejendommen af hensyn til beskyttelsen af Natura 2000-områder, vil ejeren efter naturbeskyttelseslovens § 19 g have krav på fuld erstatning. På linje hermed har ejeren krav på erstatning, hvis der efter vandforsyningsloven sker indgreb i hidtidig anvendelse af en ejendom af hensyn til en vandforsyning.

De råstoffer, der måtte ligge på ejendommen, tilhører ejeren. Denne hovedregel må dog modificeres på flere punkter. For det første er det kun råstoffer som grus i de øvrige jordlag, der tilhører ejendommen. Dybereliggende råstoffer som olie tilhører efter undergrundloven staten, og grundvandet anses som fælles eje (*res communes*). For det andet kræver indvinding af råstoffer

tilladelse, og her blev der med råstofloven i 1977 indført en ordning, så det kun er råstofrettigheder anmeldt i 1972, der nyder ekspropriationsretligt værn. Og dette værn gælder ikke, hvis indvinding af råstoffer giver anledning til grundvandsforurening, jf. U 1997.157 H modsætningsvis.

1.4.8 Farlige kemikalier og genmodificerede organismer

Når bortses fra konkurrencemæssige og immaterialeretlige aspekter, er reguleringen af farlige kemikalier begrundet i tre forhold. Det ene er, at i øvrigt nyttige kemikalier kan have farlige egenskaber, der er af en art, så det ikke er muligt at hindre kortsigtede eller langsigtede alvorlige skader. Den anden er, at selv om alvorlige skader kan undgås ved korrekt brug, vil dette kræve, at brugeren har de nødvendige informationer om stoffets farlige egenskaber, og hvordan det skal anvendes sikkert – og i nogle tilfælde at brugeren er særlig kyndig. Det tredje forhold er, at det kan være vanskeligt at forudsige langsigtede effekter af farlige kemikalier.

Samlet begrunder dette, at kemikalier omfattes af krav om undersøgelser og en tilladelsesordning. Oprindelig førte dette til, at alene nye kemikalier var omfattet af krav om forudgående undersøgelse og en tilladelsesordning. Derimod skulle de farlige kemikalier, der var på markedet, alene anmeldes, klassificeres, mærkes og emballeres efter fælles regler, jf. EU's direktiv 79/831 om ændring af direktiv 67/548 om klassificering, emballering og etikettering af farlige stoffer. Supplerende blev enkelte særligt farlige stoffer som DDT forbudt henholdsvis omfattet af meget få muligheder for anvendelse – en ordning, der går tilbage til direktiv 76/769, men som siden er udbygget med en række farlige kemikalier. For ozonlagsnedbrydende stoffer har EU på baggrund af Montreal-protokollen siden 1988 ved forordning gennemført en gradvis udfasning af stadig flere ozonlagsnedbrydende stoffer.

I 1987 indførte Danmark krav om, at alle bekæmpelsesmidler blev omfattet af en godkendelsesordning, hvor producenter eller importører på grundlag af undersøgelser skulle godtgøre, at det var forsvarligt at anvende midlerne. I 1991 vedtog EU en tilsvarende ordning for plantebeskyttelsesmidler, idet det er EU og ikke medlemsstaterne, der afgør, hvilke aktivstoffer som må anvendes i plantebeskyttelsesmidler. I 1998 vedtog EU en tilsvarende ordning for andre bekæmpelsesmidler (de såkaldte biocidmidler). Når EU vedtager den nye REACH-ordning, vil de samme principper gælde for de fleste industrikemikalier, idet der indtil nu er politisk uenighed om, hvor mange kemikalier der skal omfattes af disse principper.

For genmodificerede organismer (GMO'er) var lovgiver mere forudsigende, idet der blev indført krav om forudgående undersøgelses- og tilladelsesordning, før de første GMO kom på markedet.

Kendetegnende for reguleringen af kemikalier og genmodificerede organismer er, at den i alt væsentlig er reguleret ved EU-regler fastsat som såkaldte indre markeds-direktiver. Dette betyder, at når EU har vedtaget regler, vil medlemsstaterne være afskåret fra at gå videre, medmindre der opnås godkendelse fra Kommissionen efter den såkaldte miljøgaranti i TEF artikel 95(4)-(6).

1.5 Fremstillingen af den almindelige del

Sigtet med nærværende bog er som anført at give en et overblik over miljøretten, der kan danne grundlag for forståelse og anvendelse af miljørettens specielle del. Fokus samler sig derfor om de almene juridiske problemstillinger, som optræder i miljøretten. Vægten er lagt på samspillet mellem miljølovgivningen og juraens grunddiscipliner. Dette betyder, at der i mindre grad fokuseres på det komplicerede samspil mellem de forskellige miljølove på de enkelte retsområder, idet dette systematisk må henføres til miljørettens specielle del.

I kapitel 2 omtales miljørettens emne, formål og baggrund med henblik på at give læseren en oversigt over miljørettens problemer og så at sige tegne miljørettens landkort. For ikke at forspilde det pædagogiske sigte er indgående teoretiske drøftelser om vanskeligheder med at afgrænse miljørettens emne, begreber og lignende mere abstrakte diskussioner bevidst udeladt. Den resterende del af denne fremstilling af miljørettens almindelige del belyser miljøretten ud fra forskellige traditionelle juridiske grunddiscipliner. I kapitel 3 omtales grundrettighedernes betydning i miljøretten. Kapitel 4 omhandler EU-rettens betydning for de materielle miljøregler og for sagsbehandlingen med vægt på de dele, der behandles i den specielle del. I kapitel 5 gives en indføring i vigtige principper i miljøretten, og i kapitel 6 omtales den privatretlige miljøret. Kapitel 7 behandler de særtræk og fællestræk, der kendetegner miljøretten som special forvaltningsret. Afslutningsvis behandler kapitel 8 miljøprocessen, hvormed sigtes til de processuelle rammer for miljøretlige tvister ved klagenævn og domstole.

Kredsen af emner, der belyses, er af en karakter og et omfang, der udelukker en dækkende behandling. Hvert af de emner der belyses i kapitel 3-8, kunne i og for sig fortjene en belysning, der svarer til eller overgår størrelsen

af denne fremstilling.[12] Men herved vil bogens sigte fortabes. Kriteriet for udvælgelsen har været at give læseren en indføring i hvert af de omhandlede emner og at belyse de i praksis vigtigste juridiske problemer i miljøretten.

12. For en mere fyldig indføring i miljørettens almindelige del, se *Basse* (red): Miljøretten 1, 2006.

KAPITEL 2

Miljørettens emne, baggrund og mål

2.1 Emne

Miljøretten angår det, som lidt upræcist kaldes *det ydre fysiske miljø* – eller hvis definitionen ikke skal være cirkulær: de ydre omgivelser. Hermed er det søgt angivet, at miljøretten ikke angår arbejdsmiljøet eller det sociale miljø. Miljøretten drejer sig med andre ord om naturen, luften, vandet, jorden, økosystemer og naturressourcerne – det der under ét kan betegnes menneskets naturgrundlag. En del af dette naturgrundlag som f.eks. havet og luften er fælles eje, mens andre dele af naturgrundlaget som jorden er i privateje.[1] Som retsområde går miljøretten derfor på tværs af den traditionelle inddeling af juraen i offentlig og privat ret: miljøretten angår både private og fælles goder.

2.2 Baggrund

Menneskets forhold til naturgrundlaget er kendetegnet ved *udnyttelse* og *påvirkning*. Mennesker skal have føde, trække vejret, have husly osv. – og for at få opnå dette må mennesker påvirke naturgrundlaget. Men menneskets mulighed for at udnytte og påvirke naturgrundlaget er ændret i kraft af ny indsigt, nye menneskeskabte frembringelser og befolkningstilvækst. Med moderne teknologi kan der på kort tid og med beskeden arbejdsindsats frembringes ufattelige mængder af livsfornødenheder og andre varer. Flere og flere mennesker medfører øget pres på naturressourcerne. Dette har på mange må-

1. Til den private ejendomsret henregnes i dansk ret også råstoffer i de øvre jordlag. Derimod fremgår det udtrykkeligt af undergrundsloven, at dybere liggende råstoffer tilhører staten. Grundvand anses i dansk ret for fælles eje, mens grundvandet i f.eks. norsk ret anses som en del af den private ejendom. For en mere uddybende analyse af miljøets retlige status se *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 131 ff.

der ændret menneskets forhold til naturgrundlaget. Stordriftsfordelene har koncentreret produktionen. Samfærdselsmidlerne har øget mobiliteten for mennesker, varer og information. Videnskaben har frembragt nye kemiske forbindelser, nye måder at frembringe energi som kernekraft. Og den moderne informationsteknologi åbner døre til nye muligheder, som kun anes.

Den ændrede menneskeskabte påvirkning af naturgrundlaget er på én gang miljørettens baggrund og genstand. Med ændringen fulgte nemlig ikke kun *muligheder*, men også *knaphed*, *utilsigtede følger* og *indsigt* i sammenhænge og risici. Miljøretten handler derfor om *begrænsninger* og *prioritering*. Befolkningstæthed og velstandsstigning kræver prioritering af arealanvendelsen. Disponeringen af arealer kan ikke alene overlades til ejeren, men kræver samfundsmæssig planlægning af arealanvendelsen, hvilket bl.a. kommer til udtryk i planloven. Tilsvarende indebærer ny teknologi og nye frembringelser ikke kun fordele. Medaljen har en bagside. Ikke alle naturressourcer er fornybare (f.eks. olie). Selv fornybare ressourcer er udtømmelige (f.eks. fisk). Nye frembringelser kan indebære vanskeligt overskuelige risici (f.eks. kernekraft eller bioteknologi). Forureningsproblemer klares ikke alene ved at øge spredningen (f.eks. højere skorstene). Og selv rensning giver problemer: noget bliver tilbage og ikke alt opfanges. Det er ikke længere nok at kende de umiddelbare virkninger. Tilsyneladende uskyldige kemiske forbindelser anvendt som drivmidler i spraydåser (CFC-gasser) viste sig at nedbryde ozonlaget, der i stratosfæren beskytter mod utralviolet stråling. Et effektivt og tilsyneladende ufarligt insektbekæmpelsesmiddel som DDT viste sig siden at blive ophobet i fødekæden og spredt til arktiske egne, hvor det aldrig havde været brugt.

Den ny viden ændrede reguleringsperspektivet i rum og tid. Hvor miljøretten indtil midten af forrige århundrede var begrænset til umiddelbar sundhedsfare og fragmentarisk naturbeskyttelse, viser erfaringerne, at det også er nødvendigt at tage hensyn til de langsigtede og langtrækkende direkte og indirekte virkninger. Som retsområde er miljøretten derfor tæt knyttet til den naturvidenskabelige forskning og imperi – men også præget af et grundlæggende dilemma: teknologien gør trods alt nytte.

2.3 Miljørettens dilemma – eksemplet forurening

Almindeligvis forbindes forurening med industriens udledning af spildevand og af stoffer i luften og med landbrugets spredning af gødningsstoffer og bekæmpelsesmidler. En del kan vi se eller føle – det ryger, larmer, lugter eller ser smudsigt ud. Og en del ved vi ender i vandet, luften eller jorden som ke-

miske forbindelser, vi ikke forstår, men ved eller tror vi skal frygte. Men industrien og landbruget er ikke de eneste forurenere. Vi er alle deltagere.

Forureningsproblemet er derfor velegnet til at belyse nogle af de grundlæggende dilemmaer, der kendetegner miljøretten. Med *forurening* menes: menneskeskabte direkte eller indirekte udledning af stoffer, rystelser, varme, støj eller stråling i luft vand eller jordbundsmiljøet, der kan skade menneskers sundhed eller miljøets kvalitet, medføre skade på materielle værdier eller forringelse eller forstyrrelse af naturfaciliteter og andre legitime anvendelser af miljøet.[2] Forurening afgrænses således ikke alene ved de to *objektivt* konstaterbare kriterier: [a] den skal være menneskeskabt; og [b] den består i udledning, men er ikke nødvendigvis stoflig. Forurening afgrænses tillige *normativt* ved de skadevirkninger, som den fremkalder. Medfører en udledning ikke de anførte skadevirkninger, er der ikke tale om forurening. Definitionen afdækker dermed et analytisk og faktisk dilemma i miljøretten.

Analytisk, fordi begrebet forurening retter sig mod en adfærd, men samtidigt kun lader sig bestemme ved virkningen. Normalt er disse to fænomener sprogligt adskilt, jf. eksempelvis: A skyder med en pistol og gør skade. Selv om sætningen kan konstrueres på mange måder, er det på forhånd givet, at et pistolskud ikke nødvendigvis medfører skade. Det analytiske dilemma består dels i, at forurening både kan referere til handling og tilstand – og dels i at handlingen først endeligt kan henføres under begrebet, når virkningen kendes – om end det naturligvis ofte er mulig at prognosticere resultatet.

Dette analytiske dilemma modsvares af et *faktisk dilemma*: det er ikke muligt for mennesker at leve uden at udlede stoffer. Allerede med de første bydannelser kunne mængden af denne udledning blive et problem for andres sundhed eller for anden anvendelse af miljøet. Så længe der var plads nok, var problemet til at overse. Men med den moderne produktion er den udledte mængde betydelig. Knaphed på ressourcer og rum gør forurening til et spørgsmål om at prioritere. Ved at betegne en udledning som forurening angives således en cirkelslutning: at denne adfærd ikke nyder prioritetsbeskyttelse, jf. nærmere ndf. om forureneren betaler-princippet. Problemet er, at vi alle er forurenere, og at det er ugørligt at opretholde den moderne levestandard uden en betydelig forurening. Forureningen kan skifte form (f.eks. røggasrensningsaffald eller spildevandsslam) – men noget bliver tilbage, og et eller andet sted skal skidtet placeres. Det sidste har ført til, at også affald i dag

2. Definitionen er hentet fra artikel 2(2) i EU's direktiv 96/61 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (jeg har dog tilføjet stråling) almindeligvis betegnet IPPC-direktivet efter direktivets engelske titel (Integrated Pollution Prevention and Control).

henføres under forureningsbegrebet. Objektivt, fordi affald er noget, vi skiller os af med (og i den forstand udleder). Normativt, fordi affald er et uønsket ressourcespild, men som forurening i øvrigt umuligt helt at undgå.

Med det anførte skulle det være tydeliggjort, at forurening ikke er *et enten eller* – men et spørgsmål om *mere eller mindre*. I reguleringsperspektivet bliver problemet: hvor meget forurening vi vil acceptere. Dvs. hvornår kræves kontrol, hvor meget må udledes, hvor strenge rensningskrav skal stilles, hvor meget tilførsel kan den pågældende recipient af miljøet klare, og hvordan sikres pålidelige målinger. Tilsvarende relativitet rammer det retrospektive perspektiv: fuldstændig genopretning af miljøskader er i alle tilfælde umulig. De levende organismer er unikke – og et kompliceret økosystem lader sig ikke kopiere. Det anførte er vigtigt for at forstå miljørettens brug af naturvidenskaben. Selv om fænomenerne beskrives i tilsyneladende eksakte vendinger som kemiske formler, er de som retsfaktum normative. Det beror på forudgående retlige valg, i hvilken kategori en given adfærd eller tilstand skal rubriceres. Ingen naturvidenskab kan ændre på miljørettens grundlæggende dilemma: mennesket er både problem og beskyttelsesinteresse.

2.4 Mål

Formålet med den moderne miljøret angives ofte som *bæredygtig udvikling*. Hermed menes, at naturgrundlaget må forvaltes på en måde, »som opfylder de nuværende [generationers] behov uden at bringe fremtidige generationers mulighed for at opfylde deres behov i fare«.[3] Heraf følger indirekte, at den moderne miljøret grundlæggende er begrundet i to hensyn. På den ene side skal miljøretten etablere det retlige grundlag for at forebygge (og genoprette) skader på miljøet. På den anden side skal miljøretten prioritere mellem de forskellige interesser i miljøet på grundlag af en afvejning af den samfundsmæssige betydning af disse interesser[4] – men her forudsat, at der både skal tages hensyn til de nuværende og fremtidige generationers behov. Det sidste begrunder dels en regulering, der sikrer forsigtig udnyttelse af ikke-fornybare ressourcer, og dels en regulering, der beskytter mod uoprettelige eller svært

3. FN-rapporten, Vores Fælles Fremtid (også kaldet Brundtland-rapporten), 1987, p. 51. Begrebet »bæredygtig udvikling« er hentet fra FN's World Charter for Nature vedtaget i 1982. Siden Rio-erklæringen i 1992 har der været international konsensus om bæredygtig udvikling som det fælles mål, omend det udlægges forskelligt.
4. De to hensyn blev anført i motiverne til den første miljøbeskyttelseslov, FT 1972-73, A, sp. 3932.

uoprettelige skader på miljøet, og som sikrer genopretning af de alvorlige miljøskader, der kan genoprettes.

2.5 Paradigmeskift

De anførte mål med den moderne miljøret udgør et grundlæggende paradigmeskift i forholdet mellem mennesker og natur. Frem til begyndelsen af forrige århundrede gik menneskets bestræbelser på at tæmme den vilde natur. Dette dikterede en retsorden, der som udgangspunkt lod forholdet mellem mennesker og naturgrundlag være bestemt efter princippet: *først i tid, bedst i ret.* Handlefriheden var med få undtagelser ubegrænset, så længe andres ejendom eller helbred ikke blev krænket. Under indtryk af industrialiseringens pres på naturen skete der en gradvis indskrænkning af handlefriheden. Det blev mere og mere almindeligt at kræve forudgående tilladelse til forurening. Befolkningstilvæksten medførte knaphed på plads og natur, hvilket var baggrunden for regler om fysisk planlægning og naturbeskyttelse. Et mere samlet udtryk for denne udvikling repræsenterer FN's Stockholm erklæring om miljø fra 1972, hvor det i indledningen anføres: »In the long and tortuous evolution of the human race on this planet a stage has been reached when, trough the rapid acceleration of science and technology, man has acquired the power to transform his environment in countless ways and on an unprecedented scale.« Udtrykt lidt anderledes: frygten for den vilde natur er blevet suppleret af frygten for menneskets ødelæggelsesevne. Det er ikke længere tilstrækkeligt, at udnyttelsen af naturen er nyttig. Det må også ske på en måde og i en udstrækning, der tager hensyn til omgivelsernes følsomhed under respekt af den »økologiske balance«, som det blev udtryk i motiverne til den første miljøbeskyttelseslov.[5] I den forstand er mennesket kommer under »husarrest«, som FN's tidligere generalsekretær *Boutros Ghali* udtrykte det på verdenskonferencen i Rio i 1992. For retsordenen betyder det, at handlefriheden i forhold til miljøet i betydelig udstrækning er afløst af kontrol og krav om tilladelse. Det gamle udgangspunkt – at hvad, der ikke er forbudt, er tilladt – eksisterer ganske vist i legalitetskravet. Men på stadigt flere livsområder er realiteten den modsatte: aktiviteter er kun lovlige, hvis de er tilladt. For få år siden illustreret med ændringen af råstofloven i 1996, hvor den principielt frie indvindingsret af råstoffer på søterritoriet blev erstattet af et krav

5. FT 1972-73, A, sp. 3933 – og hertil *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 143 og 295 med henvisninger.

om forudgående tilladelse, men med en særlig overgangsordning for de bestående råstofindvindere.

2.6 Antropocentrisk contra økocentrisk

Retsregler er almindeligvis rettet mod mennesker og skal varetage hensyn til mennesker, hvorfor retten af væsen er antropocentrisk. Den enkle grund hertil er, at det er mennesker, der fastsætter retten, og at det ligeledes alene er mennesker, som meningsfuldt kan drages retligt til ansvar.[6] Uanset om lovene fastsættes af demokratisk valgte forsamlinger eller af despoter, er det i en verdslig forståelse menneskeværk. Modsat naturlovene kan de juridiske regler derfor også ændres af mennesker.

Over for denne traditionelle vestlige tankegang står imidlertid andre opfattelser. Visse religiøse retninger – som det tidligere Talebanstyre i Afghanistan – hævder, at visse love er givet af Gud og derfor ikke lader sig ændre af mennesker. Varianter af denne forståelse af retten genfindes i den gamle naturret – og for miljøets vedkommende i den moderne økocentrisme, der på grundlag af bestemte moralske forestillinger hævder, at økosystemer, dyr og planter har rettigheder. Sådanne forestillinger findes i forskellige varianter. De mere radikale fremstillinger har det til fælles med de fundamentalistiske religiøse retninger, at den givne ret er et korrektiv til den menneskeskabte ret, der derfor bør tilpasse sig det på forhånd givne. Mere moderate versioner af økocentrismen fremholder, at miljøets iboende værdi er fastslået i en række traktater. Eksempelvis henviser præamblen i Rio-konventionen om biologisk mangfoldighed til, at de kontraherende stater er »conscious of the intrinsic value of biological diversity and of the ecological, genetic, social, economic [...] values of biological diversity and its components«. Da den iboende værdi af miljøet nu engang måles og anerkendes af mennesker, og derfor også kan forklares med »a common concern of humankind«, som det sker i konventionen om biologisk mangfoldighed, bliver forskellen let reduceret til udtryksmåder. Der er således intet i vejen for at anskue anerkendelsen af den iboende værdi som antropocentrisk, da målestokken er mennesket som art. I alle tilfælde er der enighed om, at de gældende miljøregler – internationalt som nationalt – er antroprocentriske, hvorfor der ikke er anledning til at forfølge emnet yderligere.

6. I tidligere ret ses dog eksempler på, at man har gjort dyr retligt ansvarlige. Se hertil *Vagn Greve:* Om kålorme og andre voldsmænd, Kriminalistisk Årbog 1998, p. 93.

2.7 Miljøretlige principper

Retningen og indholdet i de ændringer, paradigmeskiftet indvarsler, kan kort angives med *beskyttelse og prioritering*. Hermed er det imidlertid ikke angivet, *hvem* der har ansvaret for beskyttelsen, hvor vidtgående beskyttelsen skal være, eller efter *hvilke* kriterier prioriteringen af miljøet skal ske. Overordnet er svaret på disse spørgsmål søgt udtrykt og sammenfattet med en række miljøretlige principper, hvor her alene skal gives nogle hovedtræk.[7]

Retlige principper er velkendt for jurister. På baggrund af domme og love er det en væsentlig del af den juridiske tradition at sammenfatte denne stillingtagen på forskellige livsområder til generelle principper, der giver et sammenfattede udtryk for nogle grundnormer. I forvaltningsretten kendes f.eks. legalitets-, ligheds og proportionalitetsprincippet, og i formueretten culpareglen, aftalefriheden og passivitetsgrundsætningen. Nogle af de nævnte principper er kodificeret i love, mens andre er ulovregulerede retsgrundsætninger.

Tilsvarende gælder der i miljøretten almene principper – om end af nyere dato og mindre faste i konturerne end de ældre formueretlige og offentligretlige principper. I betydeligt omfang er principperne viklet ind i hinanden, og deres betydning er mere eller mindre omtvistet. Uanset tvivl om princippernes anvendelse og fortolkning ændrer det ikke ved, at principperne abstrakt sammenfatter nogle retligt determinerende sammenhænge. Ignoreres kan de miljøretlige principper ikke – men foreløbig tjener mange af principperne dog mere som forklaringsramme end som grundnorm.

Forebyggelsesprincippet angiver, at miljøet kræver forebyggende regulering og kontrol. Retsordenen må indrettes, så den *beskytter* miljøet, hvormed udtrykkes, at det retrospektive perspektiv er utilstrækkeligt. Som konsekvens heraf kræves ofte tilladelse til miljøfarlige aktiviteter og egenkontrol, som det belyses ndf.

Forureneren betaler-princippet (PPP) angiver, at forurening af miljøet ikke nyder prioritetsbeskyttelse: *man har ikke ret til at forurene og kan heller ikke vinde hævd herpå.*[8] Forureneren må derfor betale for undersøgelse og forebyggelse af forurening og for genopretning af miljøet. Overordnet giver PPP således svar på, hvem der har ansvaret for beskyttelsen, bidrager til prioriteringen af anvendelsen af miljøet og begrunder, at der kræves tilladelse til

7. De miljøretlige principper belyses nærmere i kapitel 5. Se tillige *Basse* og *Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 113 ff.
8. Se til illustration U 1890.141 H om svovlsyreforurening af kolonihave fra gødningsfabrik, hvor Højesteret for første gang afviste, der kunne vindes hævd på at forurene.

at forurene. Selv om PPP ikke i sig selv indebærer objektivt erstatningsansvar for miljøskader, er PPP i alle tilfælde udtryk for en ændring af det erstatningsretlige værn: udgifter til fjernelse af forurening skal erstattes, hvis der er handlet culpøst.

Forureningsbegrænsningsprincippet, hvorefter forureningen skal begrænses mest muligt, angiver, at forurening har laveste prioritet, men er også udtryk for, at forurening ikke helt kan hindres.

Forsigtighedsprincippet er et forsøg på at give et retligt modstykke til uvisheden om de farer den moderne teknologi og produktion frembringer. Indholdet i princippet er udmærket udtrykt med Rio-erklæringens 15. princip, der lyder: '*In order to protect the environment, the precautionary approach shall be widely applied by states according to their capabilities. Where there are threats of serious or irreversible damage, lack of full scientific certainty shall not be used as a reason for postponing cost-effective measures to prevent environmental degradation.*' Som det fremgår, er princippet reserveret til mere alvorlige risici, hvor der ikke foreligger fuld videnskabelig sikkerhed. Heraf følger omvendt, at hypotetiske risici ikke er tilstrækkelige. Af en række EF-domme om betingelserne for at anvende forsigtighedsprincippet fremgår tillige, at der er krav om en særlig fremgangsmåde.

Fælles for de ovennævnte miljøretlige principper er, at de uanset kodificering i lov[9] opleves vel luftige og primært tjener som paradigma for den juridiske argumentation.

Andre af de miljøretlige principper er umiddelbart operative, når de er kodificeret i lov. *Lokaliseringsprincippet*, hvorefter forurenende og risikobetonede aktiviteter skal lokaliseres, så de medfører mindst mulige gener, indebærer, at etablering af en ny aktivitet kan nægtes.[10] Den udbedte anvendelse af tilladelser i miljøretten kan under ét betegnes *PIC-princippet* (engelsk forkortelse af Prior Informative Consent). PIC-princippet er udtryk for, at der almindeligvis kræves informeret tilladelse, før nye potentielt miljøskadelige aktiviteter iværksættes eller før farlige kemikalier bringes i omsætning. Kravet om tilladelse er ikke begrænset til nye aktiviteter, men gælder i voksende

9. Se f.eks. mbl §§ 3 og 4 samt TEF artikel 175(2).
10. Lokaliseringsprincippet fremgår af mbl § 4(2) og dannede i KFE 1994.323 grundlag for afslag på skydebane i Odense trods aftale herom i forsvarsforlig. For naturbeskyttelse kommer princippet til udtryk ved, at aktiviteter, der kan truede beskyttede naturtyper, kræver dispensation – og efter EU's habitatdirektiv (92/43), artikel 6, at der ikke må tillades projekter og planer, som kan skade udpegede lokaliteter, hvis der er alternativer.

udstrækning også for aktiviteter, der oprindelig var iværksat uden tilladelse.[11] Selv om PIC-princippet kun gælder, når der i lovgivningen er krav om tilladelse, er princippet udtryk for det ovennævnte paradigmeskift. Dette begrunder, at krav om tilladelse ikke nødvendigvis skal fortolkes indskrænkende (se *U 1994.267 H*).

Beslægtet med PIC-princippet er det såkaldte *VVM-princip*, hvorefter der kræves forudgående miljømæssig vurdering, før der ansøges om aktiviteter, der erfaringsmæssigt kan medføre uoprettelige negative miljøvirkninger. Legalitetshensyn begrunder, at VVM-princippet på linje med PIC-princippet kun gælder for de i lovgivningen anførte aktiviteter. Ofte forbindes VVM-princippet kun med større projekter, hvor princippet da også første gang blev introduceret.[12] Herved overses det imidlertid, at princippet tillige finder anvendelse på en række andre områder, som godkendelse af bekæmpelsesmidler og nye industrikemikalier samt ved f.eks. genudsættelse af tidligere arter, hvor der ligeledes er krav om undersøgelse af mulige miljøvirkninger, før tilladelse gives. Med direktiv 2001/42 om vurdering af bestemte planer og programmers indvirkning på miljøet (såkaldt strategisk VVM) er VVM-princippet fremrykket til en endnu tidligere fase i beslutningsprocessen. Selv Folketinget vil således i nogle tilfælde være undergivet VVM-princippets krav om undersøgelse, *før* der tages stilling til lovforslag.[13]

BAT-princippet (engelsk forkortelse af Best Available Technology) kan opfattes som en udmøntning af forureningsbegrænsningsprincippet, idet det med princippet angives, i hvilken udstrækning forureningen kan kræves begrænset, nemlig til: hvad der er teknologisk (og praktisk) muligt, men under hensyn til det almindelige forvaltningsretlige *proportionalitetsprincip*, hvor der efter IPPC-direktivet tillige skal inddrages økonomiske hensyn. BAT-princippet gælder ikke kun ved etablering af virksomheder, men gælder tillige for bestående virksomheder. Virksomheder med miljøgodkendelse har dog i en periode på typisk otte år krav på kun at kunne blive mødt med nye forureningsbegrænsningskrav i helt ekstraordinære tilfælde, der er angivet i lo-

11. Se mbl § 39 og godkendelsesbekendtgørelsen om bestående listevirksomheder. Affaldsbehandlingsanlæg har efter EU-retten siden 1977 været omfattet krav om godkendelse af bestående anlæg. For bekæmpelsesmidler har der siden 1954 været krav om tilladelse (nu reguleret ved EU-regler). Kommissionens foreslår i ny kemikaliestrategi, at også en del gamle industrikemikalier markedsført før oktober 1981 skal undergives godkendelseskrav.
12. Se direktiv 85/337 om vurdering af virkninger på miljøet af større offentlige og private projekter (VVM).
13. Se til illustration EF-domstolens dom i sag C-435/97, *WWF mod Bozen*, og i sag C-276/98, *Linster*.

ven. For særligt forurenende virksomheder (IPPC-virksomheder) er der krav om, at miljøgodkendelsen revideres efter udløb af denne periode. *Princippet om renere teknologi*, der i Danmark blev introduceret med miljøbeskyttelsesesloven (mbl) i 1991, er et forsøg på at supplere BAT-princippet med helhedsbetragtninger, hvorefter der ikke blot skal gribes ind over for den direkte udledning, men i materialevalg, design mv. tages hensyn produkters samlede livscyklus. Hidtil er det kun i begrænset udstrækning lykkedes at gøre dette princip operativt i den konkrete beslutning.

2.8 Miljørettens faktum – en oversigt

Af det foregående fremgår, at miljøretten både angår det meget nære (f.eks. naboretlige tvister og arealdispositioner) og det meget fjerne i tid og rum (f.eks. langtidseffekter og ozonlaget). Det sidste betyder, at miljørettens faktum for en stor del bygger på naturvidenskabelige forudsigelser og antagelser om komplicerede årsagssammenhænge. Udredning af disse fakta tilkommer den relevante sagkundskab og kan ikke belyses i denne bog. Der kan derimod være grund til kort at introducere karakteren af de faktiske problemer, miljøretten befatter sig med, idet lidt fyldigere omtale må søges i miljørettens specielle del.

I konteksten nære og fjerne miljøproblemer sondres mellem globale, regionale[14] og lokale miljøproblemer. De *globale miljøproblemer* sigter til: ønsket om at sikre artsrigdom (biologisk diversitet), forsigtig udnyttelse af udtømmelige ressourcer, undgå nedbrydning af ozonlaget, undgå spredning af ikke nedbrydelige farlige kemikalier der ophobes i fødekæden,[15] beskyttelse af det åbne hav mod forurening og at håndtere de menneskeskabte klimaproblemer, som følger af de såkaldte drivhusgasser[16] – uden at opremsningen er

14. Med regionale sigtes ikke til de nye regioner, men til større områder, som omfatter flere stater.
15. Disse kemiske forbindelser omfatter tungmetaller og de såkaldte POP-kemikalier (Persistent Organic Pollutants). Der blev i 2001 indgået en konvention om POP-kemikalier i Stockholm.
16. Drivhusgasser er betegnelse for de stoffer, der begrænser udstråling af varme fra jorden og dermed øger opvarmningen. Teorien er ikke af nyere dato, men har efter målte temperaturstigninger og afsmeltning ved polerne fået øget opmærksomhed. Til drivhusgasserne regnes først og frememst kuldioxid (CO_2) som hidrører fra olie, kul og gas – men ikke kuldioxid fra afbrænding af træ, da kuldioxidudsluppet sker i alle tilfælde og modsvares af den binding af kuldioxid, der sker i træets levetid. Som en anden vig-

udtømmende. Fælles for de globale miljøproblemer er den kumulative virkning og betydelig afstand i tid og rum mellem årsag og virkning. Isoleret betragtet gør det for beskyttelsen ingen forskel, om enkelte af kilderne bringes til ophør. Kun den samlede påvirkning tæller. Skal den tilsigtede beskyttelse nås, kræves der koordineret international indsats – og for at undgå »free riders» kræves adækvate kontrolsystemer. De globale miljøproblemer må derfor imødegås inden for den internationale rets rammer. Fordi kilderne til problemerne ikke kan reduceres til staternes egne aktiviteter, men er spredt ud på borgerne, forudsættes også adækvat national regulering.

Regionale miljøproblemer er kendetegnet ved at berøre flere stater uden at være globale. Typisk er problemet grænseoverskridende miljøpåvirkninger (f.eks. atmosfærisk luftforurening), eller at staterne så at sige deler miljøet (regionale havområder som Østersøen, grænseoverskridende vandløb og migrerende arter). I begge tilfælde kan problemerne kun imødegås ved en koordineret indsats for at begrænse og kontrollere forureningen. Hvor der tillige er tale om flere staters brug af samme miljø, kan det yderligere være nødvendigt med fælles forvaltningsplaner (f.eks. kvoter for fiskeri). I alle tilfælde kræver aftalerne mellem staterne modsvarende national regulering.

I konteksten nære og fjerne miljøproblemer vil hovedparten af de resterende problemer skulle anses som *lokale miljøproblemer* – f.eks. nabotvister, støjgener, forurenet jord, affaldshåndtering og fredning af et bevaringsværdigt område. I kildeperspektivet er dette kun delvis korrekt. Både globale og regionale miljøproblemer hidrører fra lokale kilder. F.eks. er affaldshåndtering af køleskabe en vigtig kilde til nedbrydning af ozonlaget, da der herved kan ske udsivning af CFC-gasser og andre ozonlagsnedbrydende stoffer. I forhold til kilderne er den ovennævnte inddeling derfor ikke adækvat, men må suppleres.

Forurening er en af de vigtigste kilder til miljøproblemer. *Forureningskilderne* inddeles systematisk i stationære og mobile kilder (f.eks. anlæg og køretøjer) og ikke punktvis forurening (f.eks. landbrugets spredning af husdyrgødning). Af det tidligere anførte følger yderligere, at ikke al forurening anses for lige alvorlig. Farligheden på stoffer varierer, ligesom mængden og recipientens følsomhed og absorberingsevne varierer.

Affald henføres som nævnt til forurening. Grundlæggende er problemet det samme som for anden forurening: produktion og forbrug medfører uværgeligt affald. I ressourceperspektivet er affald spild, men håndtering af affald

tig drivhusgas kan nævnes metan, der frigøres ved forrådnelsesprocesser fra levende og døde dyr. Methan har i øvrigt den egenskab, at stoffet er eksplosivt.

kan samtidig være forbundet med sundhedsfare eller spredning af farlige stoffer i miljøet. Opgaven er at begrænse affaldsproduktionen, at nyttiggøre affaldet mest muligt og endelig at undgå eller i det mindste begrænse skadevirkninger af affald, som ikke kan nyttiggøres. Affald adskiller sig imidlertid som miljøproblem fra anden forurening. Dels kan affald transporteres fra kilde til behandling, og dels kan affald i ikke ubetydelig udstrækning nyttiggøres og erstatte primære råstoffer. Adskillelsen af kilde fra behandling giver risiko for, at affaldet ikke behandles forsvarligt og mulighed for eksport. Dette begrunder kontrol med transport og affaldsbehandling, men kræver i relation til transport tillige internationale aftaler om, hvordan kontrollen skal fungere. Nyttiggørelsesaspektet indebærer, at affald ikke kun er et problem, men også en ressource, der med moderne teknologi kan nyttiggøres.

Farlige kemikalier er varer fremstillet eller indvundet til bestemte formål og som sådanne principielt nyttige. Men risikoen kan til tider overstige nytten. De tidligere nævnte globale miljøproblemer er ikke de eneste risici. Kemiske forbindelser kan tillige være farlige for sundheden eller det lokale miljø ved f.eks. at trænge ned i grundvand (f.eks. TCE). Kontrol med risikoen ved farlige kemikalier er imidlertid vanskelig. Mængden er betydelig (EU har registreret mere end 100.000 farlige industrikemikalier, og handel med farlige kemikalier udgør ca. 10 % af verdenshandelen). Brugernes indsigt i risici er begrænset, og i nogle tilfælde vil selv en korrekt anvendelse medføre uacceptabel eksponering af miljøet. Det sidste begrunder forbud mod salg og anvendelse, som det skete med DDT, men ellers er problemet at sikre tilstrækkelig viden om risici at formidle tilstrækkelig og forståelig information til brugerne om risici og eventuelt at begrænse anvendelsen.

Beskyttelsen af *dyre-* og *plantelivet* er vigtig for at sikre biologisk diversitet. Lokalt og regionalt kræver artsrigdom, at der sikres livsbetingelser for de lokale arter og særlige foranstaltninger for truede arter. Et af midlerne er udlægning af beskyttede områder,[17] et andet er restriktioner for jagt, fangst og fangstredskaber (f.eks. jagttider og fiskekvoter), og et tredje er skovrejsning. Men artsrigdommen trues også fra anden side. Handel med truede arter til-

17. I Danmark blev beskyttede områder tidligere alene udlagt ved fredninger. Som følge af internationale aftaler og især som følge af EU-regler er der imidlertid nu udlagt ca. 10 % af det danske territorium som internationale beskyttelsesområder – de såkaldte Natura 2000-områder, også betegnet fuglebeskyttelses- og habitatområder og Ramsarområder.

skynder til krybskytteri.[18] Samhandlen kan tillige medføre flora- og faunaforfalskning, dvs. der til en lokalitet indføres fremmede arter, som truer de eksisterende arter.[19] Udvikling af moderne genteknologi kan tillige være et problem, hvis der herved frembringes arter, som spredes i miljøet og fortrænger bestående arter.

2.9 Miljørettens grundlæggende temaer

Helt overordnet er både den nationale og den internationale miljøret præget af tre gennemgående konflikter. For det første konflikten mellem staternes højhedsret over naturressourcerne og andre staters (og borgeres) interesse i at beskytte miljøet. Kort udtrykt med spørgsmålet: *om staterne har ret til at ødelægge miljøet inden for deres territorium?* – For det andet konflikten mellem økonomisk vækst (udvikling) og miljøbeskyttelse, der også betegnes som konflikten mellem generationsinteresser og konflikten Nord/Syd. Kort udtrykt er spørgsmålet: *skal den økonomiske vækst begrænses af hensyn til miljøet?* – Og for det tredje konflikten mellem marked og regulering, der internationalt fremstår som konflikten mellem frihandel og miljøbeskyttelse, og hvis retlige forum er WTO, EU og andre regionale økonomiske frihandelsområder. Nationalt optræder konflikten mellem marked og regulering først og fremmest i diskussionen om reguleringsmidler: markedsbaseret eller bureaukratisk. Kort udtrykt er spørgsmålet: *skal frihandel begrænses henholdsvis markedet reguleres af hensyn til miljøet?*

Nationalt tilføjes to yderligere principielle modstillinger. Dels mellem beskyttelsen af den private ejendomsret og hensynet til miljøet – kort udtrykt med spørgsmålet: *skal ejeren acceptere erstatningsfri indgreb i dennes råden over sin ejendom af hensyn til miljøet?* – Dels konflikten mellem hensynet til miljøet og menneskers adgang til at udnytte det ingen ejer (*res nulius*) som f.eks. at fange fisk. Principielt drejer det sig om handlefrihed, konkret udtrykt med spørgsmålet: *kan vi opretholde princippet om først i tid, bedst i ret – hvis det betyder, der ikke er noget til de næste?* – hvor det nye svar kan illustreres med EU's fiskekvoter.

18. Der er derfor internationalt er indgået aftale om forbud mod handel med visse truede arter og kontrol med handel med andre truede arter: Convention on International Trade with Endangered Species (CITES) – og hertil *Birnie & Boyle:* p. 625 ff.
19. Se til illustration EF-domstolens dom om indførsel af gule bier til Læsø, sag C-67/97, *Bluhme* og hertil *Krämer:*Casebook, 2002, p. 267 ligeledes med omtale af C-131/93 – samt *Pagh:* EU-Miljøret, 1996, p. 172 samt *Temmink:* YEEL, vol 1, p. 61.

Bag begge konflikter gemmer sig i en selvstændig problemstilling om forholdet mellem myndigheder og borgere, i det omfang myndighederne opfattes som repræsentant for miljøinteresserne. *Basse* har udtrykt det på den måde, at »miljørettens retssikkerhedsbegreb ikke kun rettes mod adressaten [for en myndigheds afgørelse], dvs. den enkelte grundejer/forurener. Mange andre end adressaten har interesser, der bør beskyttes ud fra retssikkerhedshensyn. Det gælder de omboende i snævrere og bredere forstand, andre fælles interesser, og måske de fremtidige generationer«.[20] Følges disse overvejelser vil det forudsætte, at afgørelsers indhold og gyldighed skal bero på en afvejning af fællesinteressen med den enkeltes retssikkerhed. Dette vil logisk føre til en lempelse af kravet om, at myndigheders afgørelser skal have lovhjemmel og overholde de særlige processuelle til myndigheders sagsbehandling. En sådan retsudvikling er betænkelig, og synspunktet ses ej heller at have støtte i retspraksis.[21] Men omvendt er det korrekt, at retssikkerhedshensynets krav om forudberegnelighed og klarhed kan give problemer i miljøsager, fordi mange miljøsager kendtegnes af et trinagulært retsforhold, som det belyses nærmere i afsnit 7.4 og afsnit 8.1. Hertil kommer, at hensynet til fællesinteressen tillige har begrundet særlige regler for borgernes adgang til information, deltagelse i beslutningerne samt klage- og domstolsadgang, jf. nærmere ndf. i kapitel 8 om miljøprocessen.

Det er i spændingsfeltet mellem disse gennemgående konflikter, at den moderne miljøret er udviklet – ikke som et *enten eller*, men et *både og*. Højhedsret, økonomisk vækst, marked, privat ejendomsret og handlefrihed var – om end delvis indbyrdes modstridende – de herskende retlige doktriner før miljøet blev moderne. De gamle doktriner lever som sådan videre, men i en modificeret version, endnu mindre absolut. Det ændrer imidlertid ikke ved det afgørende: udformning af den moderne miljøret sker under afvejning med de grundhensyn, som de ældre doktriner repræsenterer – og kan derfor heller ikke forstås uden.

20. *Basse:* Juristen, 1991, p. 357 – og tilsvarende *Basse:* Retlig polycentri, 1993, p. 37; *Basse:* Bæredygtighedsbegrebet, 1995, p. 170; og *Basse:* Environmental Law from International Law to National Law, 1997, p. 21. Basse synes dog efterfølgende at have opgivet synspunktet se: *Basse:* Miljøretten I, 2000, p. 30 f og *Basse:* Miljøretten 1 (2. udg.) 2006), p. 43 ff, hvor Basse tilslutter sig den traditionelle opfattelse af retssikkerhedsbegrebet.
21. Se *Rønsholdt:* Retlig Polycentri, 1993, p. 339; *Revsbech:* Nyere tendenser i dansk forvaltningsretlig teori, 1992, p. 13 f; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 32.

2.10 Internationalisering og decentralisering

Dansk miljøret er præget af to samtidige strømninger: internationalisering og decentralisering. Det første kommer til udtryk ved, at den miljøretlige teori og lovgivning er udpræget international. Betydelige dele af de danske miljøregler udspringer af internationale aftaler, og det var i internationale fora, de miljøretlige principper omtalt ovf. blev udviklet. Det typiske forløb har været, at nye miljøprincipper først vedtages deklaratorisk i ikke-retligt bindende internationale aftaler, hvorefter de senere med voksende intensitet optræder i de internationale traktater, i EU-regler og i national lovgivning. F.eks. blev forureneren betaler-princippet oprindeligt formuleret i en anbefaling fra OECD[22] og blev herefter spredt til EU-retten og dansk ret samt internationale aftaler. Den internationale indflydelse går imidlertid langt videre end til de generelle principper. I relation til naturbeskyttelse, affaldshåndtering, forebyggelse af industrielle uheld, handel med kemikalier, luft- og havforurening er der i dag meget detaljerede internationale traktater, som Danmark og EU typisk er forpligtet af.[23] Dele af disse regler vil blive omtalt under de enkelte emner.

Til den internationale påvirkning tilføjer EU-retten i kraft af princippet om forrang og direkte effekt yderligere aspekter, da EU under det overnationale samarbejde har vedtaget en meget omfattende og detaljeret miljølovgivning.[24] Til illustration kan nævnes, at reglerne om VVM kommer fra EU, at reguleringen af kemikalier i hovedsagen fastsættes af EU, at reglerne for lossepladser, affaldsforbrændingsanlæg og om håndtering af udtjente køretøjer alle er næsten afskrifter af EU-regler, og at reglerne om affald, om forurening af vandmiljøet og om godkendelse af listevirksomheder også i høj grad bygger på EU-regler. I mange tilfælde volder det imidlertid vanskeligheder at gennemføre EU's miljøregler i dansk lovgivning. EU's affaldsregler, VVM-regler og regler om naturbeskyttelse giver f.eks. betydelige tilpasningsproblemer for den danske miljølovgivning. Forklaringen herpå er ikke kun, at lovstruktur, -teknik og -systematik er forskellige. En anden årsag er, at EF-domstolens fortolkningsstil adskiller sig fra danske domstoles. EU-regler kan

22. OECD Recommendation on guiding principles concerning international economic aspects of environmental policies, C (72) 128 af 12/5 1972.
23. For en fyldig gennemgang af den internationale miljøret, se *Birnie og Boyle:* International Law & the Environment, 2002 og *Philip Sands:* Principles of International Environmental Law, 2003.
24. Se herom: *Jans:* European Environmental Law, 2000; *Pagh:* EU-miljøret 1996; *Krämer:* EC-environmental law, 2003; *Pagh:* Miljøretten bd. 1, 2006, p.195 ff.

derfor have et andet meningsindhold, end man fra dansk side var klar over, da reglen blev vedtaget – og et andet meningsindhold end mange danske jurister vil forvente. I kraft af EU-rettens forrang er det EF-domstolens udlægning, der gælder. Omfanget af EU's miljøregler bevirker, at de fleste danske miljøregler skal anvendes i lyset af EF-domstolens fortolkning af EU-reglerne (foreløbigt over 500 domme i miljøsager)[25] – og at danske regler i visse tilfælde må vige på grundlag af EU-rettens direkte effekt.

Denne stærke internationale dimension og EU-rettens centrale betydning suppleres imidlertid af et andet aspekt. Til forskel fra de fleste andre stater er dansk miljøret præget af decentralisering. Dette kommer til udtryk i den kompetencefordeling, som er fastsat i de danske miljølove. Frem til kommunalreformen er fuldt gennemført, skal næsten alle beslutninger om godkendelser, vilkår, påbud og håndhævelse træffes af enten kommunen eller amtskommunen.[26] Kommunalreformen indebærer, at næsten alle amtsrådenes godkendelses og tilsynsfunktioner overgår til kommunerne. Enkelte opgaver som råstofindvindingstilladelser går dog til regionerne, og Miljøministeriet overtager ansvaret for enkelte særligt problematiske virksomheder samt større kommunale anlæg.

Både i forhold til retsanvendelse og prøvelse rejser den decentraliserede kompetencefordeling en række selvstændige problemer. En del lokale afgørelser kan ankes til Naturklagenævnet og Miljøklagenævnet, jf. nærmere ndf. i afsnit 8.3. En ikke ubetydelig del af lokale afgørelser kan ikke ankes, men er endelige. Dette indebærer, at forurettede borgere må gå til domstolene, hvis afgørelsen skal prøves. Det følger således af kommunestyrelsesloven, at indbringelse for de kommunale tilsynsråd ikke er en klageret i formel forstand, og at tilsynsrådene indskrænker sig til at prøve, om afgørelsen er klart ulovlig. Hertil kommer, at en række funktioner som affalds- og spildevandshåndtering samt vandforsyning via lovgivningen er udlagt til kommunerne. Kommunalretten spiller derfor en stor praktisk rolle i miljøretten.

2.11 Miljøret – offentlig og privat ret

I lyset af miljørettens grundlæggende temaer er det naturligt alene at opfatte miljøret som offentlig ret: det handler om den enkelte i forhold til fællesska-

25. Se hertil f.eks. *Krämer:* European Environmental Law Casebook, 1993 og *Krämer:* Casebook on EU-Environmental Law, 2002.
26. Afgørelser og tilsyn under havmiljøloven, kemikalieloven og genmiljøloven er dog henlagt til Miljøstyrelsen.

bet. Helt så enkelt forholder det sig ikke. Miljøretten angår både private og fælles goder, men lader sig ikke kun beskrive som fragmenter af den offentlige og private ret. Miljøretten har sin egen begrundelse og sine egne miljøretlige principper, hvilket kan forstås ved at sammenligne med formueretten. Hvor formueretten som retsområde grundlæggende angår fordelingen af formuegoder (hvilke retssubjekter ejer og råder) og har som mål at indrette retsordenen, så den fremmer produktion, innovation og økonomiske udveksling, sigter miljøretten på at beskytte naturgrundlaget for nuværende og kommende generationer. Det er denne målsætning, der kommer til udtryk i princippet om bæredygtig udvikling. I det omfang naturgrundlaget er i privat eje, handler miljøretten derfor *også* om fordeling af formuegoder – men undergivet hensyn, der supplerer den traditionelle formueret: hvor formueretten i høj grad udspringer af forestillinger om menneskers handlefrihed og fri vilje – og den præceptive beskyttelse skal beskytte den svage part (f.eks. forbrugerne) – er miljørettens paradigme båret af grænser for menneskers *handlefrihed.* Det sidste kommer f.eks. til udtryk ved, at en række menneskelige aktiviteter efter den moderne miljøret kun må iværksættes, når der er opnået tilladelse hertil (jf. ovf. om *PIC-princippet)* og er mere generelt udtrykt med *forebyggelsesprincippet.* Baggrunden herfor er, at det af flere grunde er fundet utilstrækkeligt at begrænse sanktioner til de tilfælde, hvor skaden på miljøet er sket. Dels kan skader på miljøet være uoprettelige, og dels har miljøet ikke egen retsevne, hvorfor det i sig selv volder problemer at finde retssubjekter, der kan rejse påtale, når miljøskader er sket. For at forebygge miljøskader er der derfor gennemført en omfattende regulering med krav om tilladelse og kontrol.

Dette har i vid udstrækning bragt miljøretten over i den *offentlige ret*: det er myndighederne, som giver tilladelse og fastsætter vilkårene for, hvordan f.eks. en kemisk virksomhed skal drives. Typisk er det derfor offentligretlige grundsætninger, der er i forgrunden i miljøretlige tvister. *Legalitetsprincippet* kræver, at myndigheden har hjemmel til at stille vilkår. *Proportionalitetsprincippet* kræver, at myndigheden ikke går videre end nødvendigt for at nå målet. *Officialmaksimen* forudsætter, at myndigheden oplyser sagen tilstrækkelig. *Kontradiktionsprincippet* indebærer, at de individuelt berørte parter normalt skal høres forud for afgørelsen, hvis der enten er ugunstige oplysninger, de ikke kender, eller der træffes et meget bebyrdende indgreb. Og *offentlighedsprincippet* betyder, at offentligheden som hovedregel har adgang til myndigheders oplysninger, medmindre dette kommer i konflikt med væsentlige offentlige eller private interesser. I forhold til de processuelle regler sætter miljøretten sætter dog sit fingeraftryk på anvendelsen af disse principper. Selv om officialmaksimen består, er der ved krav om tilladelse væltet en voksende oplysnings- og undersøgelsesforpligtelse over på ansøgeren. Ofte skal

miljøvirkninger og risici belyses, før ansøgningen kan behandles, jf. ovf. om VVM-princippet, hvilket begrundes i forureneren betaler- og forsigtighedsprincippet. Omvendt indebærer miljøretten i forhold til kontradiktion og offentlighed typisk en udvidelse af borgernes rettigheder.

Selv om miljøretten domineres af offentlig ret, er det ikke muligt at reducere miljøretten til en specialdisciplin af den offentlige ret. Uanset offentlige tilladelser består der fortsat en direkte relation mellem f.eks. forureneren og en krænket nabo. Hvis forholdet kunne reduceres til ren offentlig ret, skulle ethvert af naboens krav i anledning af forureningen rettes til myndigheden og afgøres af myndigheden. Så enkelt er forholdet ikke. Myndigheden er ganske vist forpligtet til at inddrage hensyn til naboen, når den afgør, om der skal gives tilladelse til en forurenende aktivitet og vilkårene herfor. Men det betyder ikke, at tilladelsen fuldstændigt absorberer den potentielle naboretlige tvist. De hensyn, der bestemmer, om der skal gives tilladelse, er nemlig ikke sammenfaldende med de naboretlige hensyn. Eksempelvis giver det ved meddelelse af tilladelse til spildevandsrensningsanlæg ikke mening at afveje hensynet til rensning af spildevand over for hensynet til naboernes interesser i at undgå en sådan ny nabo, der alt andet lige ofte vil forringe værdien af naboernes ejendom. Samfundsmæssige hensyn begrunder, at spildevandet *skal* renses, og selv om krav om bedst tilgængelig teknik (BAT) kan begrænse gener for naboerne, skal anlægget placeres et sted. Giver dette anledning til, at enkelte borgere udsættes for betydelige gener, vil disse borgere efter omstændighederne have krav på erstatning for reduceret ejendomsværdi, jf. f.eks. *U 1995.466 H* om erstatning for naboretlige gener som følge af etablering af nyt rensningsanlæg. Vælger man af denne grund at placere anlægget fjernt fra naboer, vil en sådan placering ofte komme i konflikt med naturbeskyttelseshensyn. Det er derfor ikke muligt at undgå betydelige ulemper for private naboer. Men i modsætning til hensynene til natur og rensning af spildevand kan de naboretlige ulemper kapitaliseres i form af erstatning.

Også på anden vis virker miljøretten sammen med den private ret. Eksempelvis giver handel med ejendomme, der senere viser sig forurenede, anledning til et betydeligt antal tvister om mangler i køb og om succession i forpligtelser og rettigheder. Selv om sådanne sager må afgøres på grundlag af almindelige obligationsretlige principper og ejendomsretten, har det miljøretlige aspekt bl.a. den betydning, at det påvirker mangelsvurderingen. Hvor man for 50 år siden normalt ikke anså en ukendt forurening på en ejendom for en mangel, har forholdet helt ændret sig. Ikke blot anses en forurening, der opdages efter købet, almindeligvis som en mangel i opfyldelsen af kontrakten, for hvilken sælger typisk må yde forholdsmæssigt afslag, som i *U 2000.2430 H*. Selv når ejendommen er ryddet op, vil den tidligere forurening

kunne påvirke ejendommens handelsværdi. Undlader sælger at oplyse om ejendommens tidligere anvendelse eller den tidligere forurening, vil sælger kunne ifalde erstatningsansvar (*U 2000.234 V*).

Miljørettens partskompleksitet begrænser sig ikke til naboer og købere og sælgere af fast ejendom.[27] Det er nemlig ikke kun naboer og det offentlige, som har interesser i miljøet. Fiskerens mulighed for at hente sit udkomme er påvirket af, om vandet er forurenet, og strandhotellets omsætning kan falde voldsomt, hvis de tilliggende kystområder er forurenet. Men erhvervsinteresserne er ikke de eneste, der optræder i miljøretlige tvister. Som brugere af naturen optræder borgerne tillige individuelt og i grupper og er via miljøreglerne tillagt særlige rettigheder. Således følger det af EU-regler, at alle borgere som udgangspunkt har adgang til information om miljøets tilstand og om de forebyggende tiltag, som er iværksat.[28] Efter planlovens regler om projektoffentlighed og efter miljøbeskyttelseslovens regler om godkendelse af særligt forurenende virksomheder har borgerne ret til at deltage i beslutningsprocessen, således at borgere høres forud for beslutningen.[29] På baggrund af EU-regler om VVM er yderligere krav om vurdering af miljøvirkningen forud for høringen. Tilsidesætter myndigheden hørings- og undersøgelsespligten, har borgerne mulighed for at rejse sag ved domstolene og få underkendt beslutningen (se *U 2000.1103 H* om manglende miljøvurdering – VVM). Medfører den retsstridige adfærd et tab, vil f.eks. naboer kunne kræve erstatning (*U 1989.420 V*). Derimod er det usikkert, i hvilken udstrækning borgerne kan kræve genopretning af miljøet. Motiverne til miljøerstatningsloven peger som udgangspunkt på et negativt svar, men efterlader dog rum for retsudviklingen.[30] Efter fiskeriloven er Danmarks Sportsfiskerforening tillagt adgang til at kræve erstattet udgifter til genopretning af fiskebestanden, hvis forureningen er ulovlig. Supplerende fik en lokal sportsfiskerforening i *U 1988.878* V

27. Udtrykket »partskompleksitet« dækker derfor over mere end »parter« efter den almindelige forvaltningsret.
28. Direktiv 2003/4 om adgang til miljøoplysninger. Direktivet er i dansk ret implementeret ved en særlig lov om aktindsigt i miljøoplysninger, se nærmere i afsnit 7.2.
29. Tilsvarende krav om høring af offentligheden forud for beslutninger findes i fire vigtige EU direktiver: direktiv 85/337 om VVM, direktiv 96/61 om IPPC (integrerede miljøgodkendelser), direktiv 96/82 om industrielle risici (Seveso direktivet) og direktiv 2001/42 om miljøvurdering af planer og programmer. Senest har EU som led i gennemførelse af Århus-konventionen skærpet kravene til offentlig deltagelse med direktiv 2003/35 om mulighed for offentlig deltagelse i forbindelse med udarbejdelse af visse planer og programmer på miljøområdet.
30. Betænkning 1237/1992 om erstatning for miljøskader, p. 146 – uddybende: *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 469 ff.

tilkendt erstatning for udgifter til udsættelse af fiskeyngel, hvor foreningen ikke havde fiskeret. I Århus-konventionen fra 1998 er der yderligere indført krav om, at borgere skal have mulighed for at håndhæve de nationale miljølove. Samlet betyder dette, at der i miljøprocessen opstår nye juridiske problemer, jf. nærmere herom i afsnit 8.4.

2.12 Miljørettens virkemidler

Retligt er det ikke nok at konstatere, de nye udfordringer skal afvejes med ældre levedygtige hensyn. Det er også nødvendigt at foretage afvejningen. Og her bliver det vanskeligt. Karakteren og omfanget af de nye udfordringer den moderne miljøret repræsenter, lader sig vanskeligt forene med den måde vi samlet og hver for sig tidligere indrettede os på. De gamle doktriners levedygtighed viser, at en øko-totalitær retsorden ikke er løsningen. Forbud er nødvendige, men ikke hele svaret. Magt skal balanceres og kontrolleres, hvis retsstaten skal bevares. Og selv om teknologien kan hjælpe med løsninger, er den ikke hele svaret.

Det er derfor ikke overraskende, at miljøretten lægger stor vægt på virkemidler – også betegnet *instrumenter*. Terminologien er udtryk for en *styringstanke*, hvorefter lovgivers opgave er at fremme en bestemt adfærd, som skønnes hensigtsmæssig.[31] Tanken er ikke fremmed for juraen, men anvendes, hvor det er fundet nødvendigt *forud* at afgøre en prioritetsstilling inden konflikter opstår. Et tydeligt eksempel er færdselsloven. Hvis borgerne ubegrænset frit kunne vælge, ad hvilke veje de vil færdes, og hvornår det skulle ske, vil der opstå urimeligt mange sammenstød. For at undgå disse er der indført regler om højrekørsel og vigepligt – og i lysregulerede kryds er gennemført en klar fravigelse af princippet, først i tid, bedst i ret – da man skal holde for rødt. Så uanset færdselsreglerne begrænser menneskers handlefrihed, er det omvendt den eneste måde at sikre muligheden for at bruge moderne transportmidler.

Knapheden på naturressourcer, trængsel om at bruge miljøet og risikoen for uoprettelige skader gør, at styringstanken har vundet indpas i miljøretten. Efter styringsperspektivet er opgaven ikke alene at hindre, at naturgivne goder ødelægges af mennesker – men også at *tilskynde* til, at det ikke sker. Ud-

31. I forvaltningsretten anvendes begrebet »styring« almindeligvis om forholdet mellem myndigheder, mens begrebet »regulering« anvendes om styring af borgernes adfærd. Derimod anvender økonomer og politologer også begrebet »styring« i relation til borgerne.

trykket virkemidler sigter derfor ikke alene til forbud, men tillige til andre indretninger, der kan fremme mere miljøhensigtsmæssig adfærd fra den enkelte borger, fra virksomheder og myndigheder – og i det internationale perspektiv fra stater.

Karakteren af de forskellige virkemidler beror både på, hvilke hensigter der er med reglerne, og hvordan de virker. Dette lader sig ikke alene beskrive inden for rammerne af den traditionelle juridiske sondring mellem forholds- og kompetencenormer, da synsvinklen virkemidler i høj grad præges af andre samfundsvidenskaber. For *økonomerne* er den vigtigste forskel, om der til adfærden er knyttet en økonomisk pris. Miljøøkonomer sondrer derfor mellem økonomiske virkemidler og andre virkemidler (også betegnet *command & control*). Til de første henregnes ikke blot afgifter, omsættelige forureningskvoter, gebyrer og tilskud, men tillige erstatningsansvar og strafferetlige økonomiske sanktioner. Fordelen ved de økonomiske virkemidler er ifølge økonomerne, at borgerne er bedre end myndighederne til at finde det mest adækvate middel til at nå et givet mål, og at der derfor opnås *mere miljø for pengene*. Tanken er, at når borgerne enten får økonomiske fordele eller omkostninger, vil de indrette sig på en måde, der er økonomisk fordelagtig for dem selv. Hvad der i økonomens øjne kan anses for hensigtsmæssigt, bestemmes ud fra samme determinanter, hvorfor miljøet nødvendigvis må have en pris. Når miljøets pris er fastsat, er opgaven i princippet enkel efter økonomisk teori: prisen for miljøskadelig adfærd skal sættes, så den modsvarer værdien af det skadede gode – og herefter vil alle gøre, hvad der er bedst – og hvis ikke, betale herfor. Hvor det alene er kumulerede effekter, der skaber miljøproblemet som f.eks. drivhusgasser, er den økonomiske tilgang et nyttigt supplement til anden regulering, ligesom den kan bidrage til at sikre erstatning for økologiske skader. Men både når det gælder straf og ansvar, forekommer det økonomiske paradigme for snævert, da straf og ansvar påvirkes af andet end økonomiske faktorer. Hertil kommer, at værdisætning af miljøet ikke kan ske uafhængigt af andre værdihensyn end de økonomiske og derfor i sidste ende beror på konvention – og dermed på normative valg.

Politologerne befatter sig med magt- og organisationsstrukturer, og i dette univers gælder andre paradigmer end hos økonomen eller juristen. Regulering opfattes som instrumenter og skal ikke alene tjene til at bestemme, hvad borgerne må. Juristens paradigme fra Jyske Lovs fortale om, at »loven skal være ærlig og retfærdig, tålelig, efter landets sædvane, passende og nyttig og tydelig« suppleres af andre begreber som: motivering, forenkling, fleksibilitet, effektivisering, medansvar og signalværdi. Anskues miljøproblemerne i det politologiske paradigme er det afgørende, at borgerne føler medansvar og er motiverede. I dette perspektiv kan fleksibilitet være at foretrække for lig-

hed – men bringer dermed også let retsanvenderen i konflikt med lighedshensynet.

Vælges en *naturvidenskabelig*, tilgang er det nærliggende at sondre mellem reguleringsobjekter, der groft kan inddeles i fire grupper: (1) produktnormer (krav til varer), (2) procesnormer (krav til fremstillingsprocessen); (3) miljøkvalitetsnormer (krav til recipienten, f.eks. luftens indhold af farlige stoffer); og (4) procedureforskrifter (f.eks. høringskrav og anmeldelsesregler).

Uanset hvad man som jurist måtte mene om de anførte tilgange, har de alle haft indflydelse på den moderne miljørets udformning. Med forbehold for de fejlkilder og overlap teoretiske kategorier indeholder, kan de *retlige* virkemidler angives i fire hovedgrupper (suppleret af flere underinddelinger), som det fremgår af nedenstående boks.[32] Herved er det på forhånd valgt at holde politiske handlingsplaner og andre ikke-retlige virkemidler som f.eks. politiske miljøaftaler mellem ministeren og brancher udenfor. Dette skyldes, at sådanne virkemidler i modsætning til f.eks. regler om frivillig miljømærkning ikke virker inden for det retlige paradigme – men et politisk paradigme. Selvom regler om frivillig miljømærkning ikke gælder for alle, er disse retlige, da de fastsættes på grundlag af retlige kompetencenormer og retligt lader sig sanktionere.

Miljørettens virkemidler:

1. **Offentligretlige forskrifter:**
   - [a] *Generelle forholdsnormer* i form af (1) forbud, (2) generelle krav til drift (f.eks. lossepladser og affaldsforbrændingsanlæg) eller (3) retsstandarder. Fælles for denne gruppe er, at det legislativt er afgjort, at visse aktiviteter generelt ikke er acceptable;
   - [b] *PIC-regler*, dvs. kompetencenormer i form af tilladelser og dispensationer, hvormed angives, at en aktivitet forudsætter forudgående accept fra en myndighed. Fælles for denne gruppe er, at aktiviteterne nok er problematiske, men i større eller mindre udstrækning tillige så nyttige, at de ikke forbydes, men underkastes vilkår og udvidet kontrol;
   - [c] *Påbuds-hjemler*, dvs. kompetencenormer i form af indgrebsbeføjelser til at meddele forbud og påbud, hvormed angives, at der under visse betingelser kan gribes ind mod en aktivitet eller en tilstand. Gruppen

32. For eksempler på andre inddelinger mellem virkemidler: *Basse:* Introduktion til miljøretten, 1993, p. 7 f; *Basse:* Regulering og Styring III, 1992, p. 134 ff; *Pagh:* Amerikansk Miljøret, 1994, p. 414 ff; *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 266 ff; *Basse:* Miljøret I, p. 295 ff.

virker som opsamling for de tilfælde, der ikke opfanges af regler om tilladelser og dispensation.

2. **Økonomiske virkemidler**, der omfatter afgifter, gebyrer, tilskud, omsættelige kvoter, hvorved det er valgt ikke at anse ansvarsregler som økonomiske virkemidler, men i stedet anse dem som medvirkende til at engagere borgere og virksomheder.
3. **Horisontale instrumenter**, dvs. regulering, der fremmer aktiv deltagelse i forebyggelse, som borgere, producenter og forbrugere. Hertil regnes regler om forudgående miljøvurdering (VVM) om informationsadgang, om forudgående høring, om frivillig miljøstyring (EMAS), om mærkning, om planlægning, aftaler og erstatningsansvar – helt generelt udtrykt med borgernes medejerskab.
4. **Miljøkvalitetsnormer**, der er kendetegnet ved, at der legislativt er fastsat bindende resultatmål for miljøet. Hertil henregnes regler, der fastsætter bestemte grænseværdier for luften eller vandets indhold af bestemte stoffer, samt beskyttelseskrav til vilde dyr og planter. Reglerne virker udfyldende for offentligretlige forskrifter og økonomiske virkemidler.

Inddelingen tjener til at tydeliggøre nogle væsentligt aspekter ved den moderne miljøret. De offentligretlige retsforskrifter (1) angiver det materielle udtryk for den forebyggende miljøregulering. Fælles for reglerne er, at lovgiver eller myndigheder forud bestemmer, hvilken adfærd der er ulovlig. Dette adskiller sig fra de økonomiske virkemidler (2) ved på forhånd – direkte eller indirekte – at angive en forbudt adfærd, men er dog i indholdet afhængig af miljøkvalitetsnormer (4), og udformes under indflydelse af flere horisontale instrumenter (3), som f.eks. borgernes deltagelse. Det betyder ikke, at de offentligretlige forskrifter udtømmende angiver, hvad der er retsstridigt efter miljøretten, da de i denne kontekst må suppleres med den private rets ansvars- og misligeholdelsesregler. De økonomiske virkemidler er som anført ikke kendetegnet ved forbudsnormer, men er dog afhængige af tilstrækkelig offentligretlig regulering. Eksempelvis er det umuligt at indføre omsættelige forureningskvoter, hvis der ikke er tilstrækkelig offentlig kontrol med forureningen.

Virkemidlerne i de internationale miljøaftaler har andre omdrejningspunkter og påvirkes især af forskel i økonomisk og administrativ udvikling mellem rige og fattige stater. *»Fælles – men differentieret ansvar«* er det principielle svar på den indbyggede interessemodsætning mellem rige og fattige stater. For tillige at tage hensyn til de ovf. omtalte konflikter med højhedsret, frihandel og behov for økonomisk vækst og samtidig tage hensyn til de fattige stater er der i løbet af de sidste tyve år udviklet nye virkemidler i den in-

ternationale miljøret. Disse kan sammenfattes i fire grupper. For det første fastsættelse af nationale forureningskvoter eller nationale kvoter for udfasning af bestemte stoffer, suppleret med regler om teknologioverførsel og økonomiske tilskud fra de rige til til de fattige stater. For det andet og mere avanceret omsættelige forureningskvoter (foreløbigt begrænset til drivhusgasser) med modsvarende nationale kvoter og institutionelle løsninger. For det tredje kontrol med handel, hvilket er gennemført for truede arter, affald, farlige kemikalier og levende genmodificerede organismer. Og endelig for det fjerde procedureregler og kriterier for, hvorledes grænseoverskridende miljøgoder forvaltes, hvor som eksempel kan nævnes naturbeskyttelse, artsmangfoldighed, grænseoverskridende vandløb og havforurening. De retlige problemstillinger, disse internationale virkemidler giver anledning til, er ganske komplicerede og vil kun i beskeden udstrækning blive dækket i denne bog.

KAPITEL 3

Miljørettens samspil med menneskerettigheder

I og med den moderne miljøret griber dybt ind i menneskers handlefrihed, kan sådanne indgreb komme i konflikt med de grundrettigheder, som skal beskytte individet efter grundloven og den Europæiske Menneskerettighedskonvention (EMRK). Dette gælder især beskyttelsen af privatlivets fred, den private ejendomsret, ytringsfriheden og forbuddet mod selvinkriminering (dvs. forbuddet mod, at en person under strafansvar forpligtes til at udlevere oplysninger med henblik på strafferetlig forfølgelse af samme person).

3.1 Den private ejendomsret

Efter grundlovens § 73 kan ingen tilpligtes at afstå sin ejendom, uden hvor almenvellet kræver det, og kun ifølge lov og mod fuld erstatning. En nogenlunde tilsvarende beskyttelse følger af EMRK, første tillægsprotokol, artikel 1.[1] Der er i teori og praksis enighed om, at begrebet *»afstå«* ikke kun omfatter overgivelse af den fulde ejendomsret, men tillige omfatter indgreb i ejendomsrettens udøvelse. Omvendt er det indlysende, at ikke ethvert indgreb i ejendomsrettens udøvelse anses som ekspropriation. Lovgiver må af hensyn til andre borgere og almenvellet i betydeligt omfang have mulighed for at regulere, hvordan borgerne udnytter deres ejendom, uden at dette giver krav på erstatning. Forbud mod farlige produkter som f.eks. DDT eller kviksølvholdige produkter giver derfor ikke producenter krav på erstatning, ligesom forbud mod udledning af farlige stoffer i vandmiljøet ikke giver virksomheder eller boligejere krav på erstatning. På den anden side er det indlysende, at ik-

1. Om mulige nuancer mellem grundlovsbeskyttelsen og EMRK, se *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 50 f.

ke ethvert indgreb af hensyn til almenvellet kan være erstatningsfrit, da grundlovens § 73 i så fald vil miste meningsindhold. Spørgsmålet er, efter hvilke kriterier det skal afgøres, om et indgreb har karakter af erstatningsfri regulering af ejendomsrettens grænser.

3.1.1 Ekspropriation eller erstatningsfri regulering

I teorien er der enighed om, at grænsen mellem ekspropriation og erstatningsfri regulering ikke er skarp, men må baseres på et samlet skøn over en række momenter, hvor de vigtigste er: (1) om indgrebet er generelt eller konkret; (2) hvilke hensyn der begrunder indgrebet; (3) om indgrebet overfører rådigheden til andre; og (4) hvor intensivt indgrebet er.[2]

Kort uddybende kan om de fire kriterier anføres følgende. *Generalitetskriteriet* er udtryk for, at generelle indgreb som f.eks. kravet om dyrkningsfri bræmme ved vandløb efter vandløbslovens § 69 som udgangspunkt er erstatningsfri. Udgangspunktet kan fraviges, hvis indgrebet rammer særligt hårdt, jf. U 1998.1669 H, hvor intensiteten dog ikke fandtes at overskride tærsklen. *Begrundelseskriteriet* er udtryk for, ar arten og vægten af de interesser, der begrunder indgrebet, har betydning for, om indgrebet er erstatningsfri. Indgreb i retsstridig adfærd som f.eks. forebyggelse af naboretlige ulemper vil derfor normalt være erstatningsfri.[3] Delvis som konsekvens heraf anses regler, der kræver tilladelse for en bestemt aktivitet, ikke som ekspropriative med reservation for atypisk tilfælde. *Afståelseskriteriet* er især relevant ved gennemførelse af offentlige projekter som vejanlæg, hvor privat ejendom overgives til vejmyndigheden, og hvor kriteriet begrunder, at der er tale om ekspropriation. *Intensitetskriteriet* tjener nærmest som korrektiv til de øvrige kriterier. Rammer et indgreb atypisk hårdt enkelte ejere, begrunder dette ekspropriationserstatning, selv om indgrebet ud fra de øvrige kriterier ellers måtte anses erstatningsfri. Omvendt vil den manglende intensitet af et offentligt indgreb selvstændigt begrunde, at indgrebet er erstatningsfrit, selv om de øvrige kriterier måtte føre til det modsatte resultat. Det sidste er f.eks. baggrun-

2. Se: *Zahle:* Dansk forfatningsret 3, 2003, p. 191 ff; *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 54 ff; *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, 2003, p. 197 ff; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 331 ff; *Ross:* Dansk Statsforfatningsret, 1980, p. 666. Se en smule anderledes *Skovgaard:* Offentlige myndigheders erstatningsansvar, 1983, hvor opstilles en integreret ansvarsstandard, der både dækker ekspropriation og myndigheders erstatningsansvar.
3. Dette kan dog ikke altid udstrækkes til krav om lukning af virksomheden. F.eks. antog Justitsministeriet, at et forslag om lukning om Soyakagefabrikens chlorproduktion på Islands Brygge måtte anses som ekspropriativ, selv om forslaget utvivlsomt var motiveret at ønsket om at undgå alvorlig skade på de omkringboende i tilfælde af uheld (FT 1987-88, 1. saml. A, sp. 3351 og FF sp. 5959 og 5969).

den for, at indgreb i ikke aktualiseret råden efter planloven og naturbeskyttelsesloven, som hovedregel er erstatningsfri.

Grænsen mellem ekspropriation og erstatningsfri regulering har betydelig praktisk interesse i miljøretten, der præges af flere forskellige tendenser i lovgivningen. På den ene side har en betydelig del af miljølovgivningen karakter af generelle rådighedsbegrænsninger, der kan fraviges ved dispensation eller tilladelse, hvorfor reguleringen normalt anses som erstatningsfri regulering af ejendomsretten. På den anden side har lovgiver i en del miljøbestemmelser valgt at udvide den grundlovssikrede beskyttelse af ejendomsretten med en billighedserstatning, således at det offentlige skal yde fuld erstatning for indgreb, der kun for en begrænset del vil falde under grundlovens § 73.

3.1.2 Legislative løsninger på ejendomsretsbeskyttelsen

Samlet kan de lovgivningsmæssige løsninger på beskyttelse af den private ejendomsret i miljølovgivningen opdeles i seks hovedgrupper.

Den første gruppe svarer til den i grundlovens § 73 forudsatte ordning, hvorefter der ved beslutning om indgreb samtidigt tages stilling til størrelsen af den erstatning, der tilkommer ejeren. Denne ordning anvendes bl.a. ved fredninger efter nbl §§ 39, 42 og 45, ved ekspropriation til lokalplan efter planlovens § 47 og ved ekspropriation til vandforsyningsanlæg efter vandforsyningslovens §§ 37-40.

Den anden gruppe omfatter de tilfælde, hvor miljølovene indfører regler om offentlig overtagelsespligt, hvis rådighedsindskrænkningen er særlig byrdefuld. Det vigtigste eksempel er planlovens § 48, hvorefter kommunen er forpligtet til at overtage en ejendom, hvis denne i lokalplan er udlagt til offentlige formål, og dette hindrer en økonomisk rimelig udnyttelse af ejendommen. I disse tilfælde beror det derfor på en konkret vurdering, om lokalplanen har fået en så indgribende virkning, at det må sidestilles med ekspropriation, og reglen udelukker ikke, at denne virkning først indtræder noget senere end lokalplanen er vedtaget, ligesom den i praksis ikke er begrænset til arealreservationer til offentlige formål, jf. KFE 1993.113.

Den tredje gruppe af legislative løsninger er aftaleordninger suppleret af ekspropriationsbeføjelse eller offentlig overtagelsespligt med erstatningsfastsættelse, hvis aftale ikke er mulig. Disse lovregler er udtryk for, at et indgreb ikke er ekspropriativt, hvis ejeren accepterer. Ordningerne må tages som udtryk for, at lovgiver foretrækker frivillige løsninger. Eksempler på sådanne ordninger ses i nbl §§ 19 c og § 19 d om indgreb til beskyttelse af Natura 2000-områder, i mbl § 26 a om indsatsplaner til beskyttelse af fremtidig vandforsyning, i jfl § 22 om offentlige indsatsplan for oprydning af forurenede ejendomme og i vandforsyningslovens § 43.

Den fjerde gruppe af legislative løsninger omfatter de tilfælde, hvor miljølovene ikke indeholder regler om erstatningsudmåling ved indgrebet, men det samtidig i motiverne forudsættes, at en sådan erstatning efterfølgende kan tilkendes ved sagsanlæg for domstolene, hvis indgrebet rammer atypisk hårdt. Eksempel herpå er motiverne til råstoflovens bestemmelser om anmeldte rettigheder før 1972, der efter en periode krævede ny tilladelse. Motiverne bemærkede hertil, at såfremt en sådan »tilladelse ikke gives, vil indehaveren til den anmeldte ret kunne lide et tab og være erstatningsberettiget efter grundlovens § 73«.[4] Ordningen blev kritiseret af *Spleth* i UfR 1979B.37 (p. 44), fordi den ikke opfylder grundlovens krav om ekspropriation »ved lov«. Kritikken forekommer berettiget, da en sådan efterfølgende prøvelse hindrer, at der sker den forudgående skærpede prøvelse af, om indgrebet er nødvendigt, som der i teorien er enighed om skal indlægges i betingelsen »kun hvor almenvellet kræver det« i grundlovens § 73.[5] Den problematiske lovgivningsteknik har uanset kritikken bredt sig til andre dele af miljølovene.[6]

Den femte gruppe af ordninger ligner den fjerde gruppe, idet der ikke i loven er fastsat ekspropriationshjemmel, men det i motiverne samtidig er forudsat, at der vil kunne forekomme tilfælde, hvor indgrebet vil ramme så hårdt, at det må anses som ekspropriativt. Til forskel fra f.eks. råstofloven giver motiverne ikke mulighed for en efterfølgende erstatning, men anfører i stedet, at indgrebet er ugyldigt, hvilket forekommer mere samstemmende med grundlovens ordning. Som eksempel kan nævnes reglerne om påbud om oprydning på fremmed ejendom efter jfl § 44 og mbl § 83 a, hvor motiverne anfører, at der vil kunne forekomme tilfælde, hvor gennemførelse af undersøgelses- og oprydningspåbud vil udgøre ekspropriation efter grundlovens § 73, hvorfor reglerne skal »forstås med den begrænsning, at der ikke vil kunne

4. FT 1976-77, 2. saml. A, sp. 2557 – se tillige tillægsbetænkning, hvor det bemærkes, at kortere frister for anmeldte rettigheder i videre omfang vil give anledning til erstatning. FT 1976-77, 2. saml. B, sp. 505.
5. Se anderledes *Friis-Jensen:* Dansk Miljøret, bd. 4, 1978, p. 153 f, der mener, at »ved lov« ikke skal fortolkes så strengt, idet reglen alene opfattes som udtryk for, at der må være hjemmel til indgrebet, hvilket ligeledes gentages i *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 64. Med den efterfølgende prøvelse af om indgrebet er ekspropriativt, bliver det imidlertid umuligt at teste nødvendighedsbetingelsen, da ekspropriationen ikke går tilbage efterfølgende, som det ligeledes anføres af *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 69.
6. Se f.eks. forbuddet mod tilførsel af jord til råstofgrave i jfl § 52, hvor motiverne tilsvarende forudsætter en udskydelse af erstatningsopgøret (FT 1996-97, A, p. 2928).

meddeles påbud i disse tilfælde«.[7] En variant af samme synspunkt førte til, at Højesteret i U 2005.2191 H (om Helsingør Strandpark) underkendte lokalplanen som ugyldig.

Flertallets præmisser i U 2006.1539 H om afslag på tilladelse til råstofindvinding rejser et selvstændigt spørgsmål om motivudtalelsers betydning for fortolkning af grundlovens § 73. Sagen angik, om Pindestrup Mosebrug havde krav på ekspropriationserstatning for at blive hindret udnyttelse af anmeldte råstofrettigheder, da der var givet afslag på dispensation fra naturbeskyttelseslovens § 3. Sagens forløb var specielt, da indvindingen i første omgang blev forhindret ved, at der blev rejst fredningssag den 21/12 1978, men fredningssagen blev opgivet, da Folketinget ved en ændring af den daværende naturfredningslovs § 43 (nu nbl § 3) indførte en generel beskyttelse af bl.a. moser i form af forbud mod at ændre den nuværende tilstand. Landsret og Højesteret lagde imidlertid til grund, at fredningssagen var uden betydning. Mens landsretten tilkendte ekspropriationserstatning, fandt Højesterets flertal ikke, at der var grundlag herfor. Som begrundelse anførte flertallet på tre dommere, at det af forarbejderne fremgår, at *»formålet hermed var at gennemføre en erstatningsfri regulering til sikring af moserne [...], Indgrebet var begrundet i væsentlige natur- og miljømæssige interesser. Det var et led i en generel bevarelse af moser og indebar en almindelige begrænsning i adgangen til indvinding af tørv [...], og det er ikke godtgjort, at Pindstrup Mosebrug [...] er blevet ramt særligt hårdt.«* De to disentierende dommere fandt modsat, at indgrebet var særligt byrdefuldt, og at Pindstrup Mosebrug havde krav på erstatning. Forskellen i præmisser antyder, at det var mere end konkret bedømmelse, der skilte mindretal og flertal. Flertallet synes at have lagt vægt på, at lovgiver mente, at det var en erstatningsfri regulering, mens mindretallet lagde vægt på indgrebets intensitet i forhold til den konkret anmeldte ret til råstofindvinding. Dommen kan sammenholdes med Robbedale-dommen, U 1997.157 H, hvor Højesteret gav ekspropriationserstatning for afslag på tilladelse til råstofindvinding med henvisning til motivudtalelser. Der synes herefter at kunne udskilles to opfattelser. Den ene er flertallets, hvorefter motivudtalelser om mulighed for erstatning direkte på grundlag af grundlovens § 73 udvider muligheden for erstatning – altså en traditionel retspositivisme. Den anden opfattelse er, at der i stedet alene skal lægges vægt på indgrebets intensitet og begrundelse – hvilket så vidt ses forekommer mere overensstemmende med formålet med § 73, der skal beskytte ejere mod lovgivningsmagten beskytte ejere mod lovgivningsmagten. Se tillige *Pagh:* Ekspropriation eller erstatningsfri regulering, TfM 2006, p. 259.

Den sjette hovedgruppe repræsenterer et andet yderpunkt, idet lovgiver i flere tilfælde har valgt at supplere den i grundlovens § 73 hjemlede erstatning med en billighedserstatning, hvorefter der også ydes erstatning for den del af indgrebet, som ikke kan anses for ekspropriativt. Eksempel herpå er erstatning til

7. FT 1998-99, A, p. 4351 – og hertil nærmere *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 169 ff og 290 f. Tilsvarende forbehold for indgrebets gyldighed grundet ekspropriation er indeholdt i motiverne til mbl § 37 b om forbud mod deponeringsanlæg vedtaget ved lov 2001/479.

ejer i forbindelse med indgreb af hensyn til vandforsyningsinteresser efter mbl § 24, jf. mbl § 63.[8] Et andet eksempel er den danske gennemførelse af beskyttelse af Natura 2000-områder, hvor der efter nbl § 19 g og skovlovens § 24 skal ydes ejer fuld erstatning for de tab, som følger af indgreb eller afslag på ansøgninger, medmindre indgrebet eller afslaget i forvejen var hjemlet.

3.1.3 Ejendomsretligt værn inden for forskellige områder af miljøretten

Sammenholdes det ejendomsretlige værn med miljølovgivningens forskellige hovedområder, er der tydeligvis udviklet forskellige lovgivningstraditioner. For *farlige produkter*, som helt eller delvis forbydes solgt eller anvendt efter kemikalieloven, er det fast praksis, at disse indgreb anses som erstatningsfri. Hensynet til beskyttelsen af den private ejendomsret begrunder dog, at der ved forbud som udgangspunkt indrømmes en periode til salg af bestående, medmindre risikoen ved brug af stoffet er meget betydelig.[9]

Rådighedsindskrænkninger som følge af *arealanvendelsesbegrænsninger* efter planloven er som udgangspunkt erstatningsfri, da disse begrænsninger ikke berører den hidtidige arealanvendelse. Fratager lokalplanen reelt ejeren mulighed for rimelig økonomisk at udnytte ejendommen, vil ejeren have krav på, at kommunen overtager ejendommen efter planlovens § 48. Selv om § 48 efter ordlyden kun omfatter lokalplaner til offentlige formål, fortolkes reglen udvidende og omfatter også begrænsninger, der følger af kommuneplan[10] samt ikke-offentlige formål, hvis lokalplanen i praksis fratager ejeren mulighed for rimelig økonomisk at bruge ejendommen.[11]

Når det gælder *naturbeskyttelse*, har det hidtidige udgangspunkt i lovgivningen været, at konkrete indgreb i ejers råden ved fredning udløser erstatning til ejeren, mens generelle og konkrete indgreb i en ikke realiseret råden som udgangspunkt anses som erstatningsfri regulering. Som konsekvens får ejeren normalt ikke erstatning for de begrænsninger, der pålægges ejere af ejendomme med beskyttede naturtyper efter nbl § 3 eller for strandbeskyttelseslinjer efter nbl § 15, da beskyttelsen ikke angår den hidtidige lovlige rå-

8. Om forarbejderne se *Bjerring og Møller:* Miljøbeskyttelsesloven med kommentarer, 1998, p.588 ff – og fra praksis kan henvises til KFE 1985.107.
9. Se til illustration Miljøankenævnets delafgørelse af 17/9 1990 om stråforkortningsmidler, hvor nævnet med henvisning til fast praksis underkendte Miljøministerens afgørelse om, at klage over forbud ikke skulle tillægges opsættende virkning. Efterfølgende blev forbuddet ophævet. Se tillige *Pagh:* Miljøretten bd. V, 2001, p. 151 ff.
10. Se KFE 1993.139, KFE 1999.319, MAD 2000.652 og MAD 2000.771.
11. Se KFE 1993.113. Se tillige utrykt VLD af 14/11 1984 (Hotel Hilltop).

den, og der er adgang til at dispensere, jf. U 1972.603 H. Tilsvarende anses offentlighedens adgang til strand og private skovstier som erstatningsfri regulering, jf. U 1972.189 Ø og U 1972.192 Ø. For at leve op til EU's krav til beskyttelse af de såkaldte EF-fuglebeskyttelsesområder og EF-habitatområder (Natura 2000-områder)[12] har det imidlertid været nødvendigt at etablere hjemmel i naturbeskyttelseslovens §§ 19 d-19 f til, at myndighederne kan gribe ind over for den hidtidige råden.[13] For sådanne indgreb skal der ydes ejeren fuld erstatning efter naturbeskyttelseslovens § 19 g, og erstatning ydes tillige, hvis der af hensyn til EU-reglerne må gives afslag på almindelig landbrugsmæssig drift som gødskning eller græsning.

Forureningsbegrænsende indgreb er som udgangspunkt erstatningsfri, hvilket kan støttes på, at der ikke kan vindes hævd på at forurene, som det allerede blev fastslået i U 1890.141 H. Denne retsstilling bekræftes af U 1997.157 H (Robbedale), hvor der blev tilkendt erstatning direkte på grundlag af grundlovens § 73 for afslag på råstofindvinding, fordi det ikke var dokumenteret, at råstofindvindingen medførte forurening af grundvand. Dommen viser modsætningsvis, at det ejendomsretlige værn ikke omfatter retten til at forurene. Dette svarer til *forureneren betaler-princippet*, der kræver, at forureneren – og ikke offeret – skal betale for fornøden forureningsbegrænsning.

Dette betyder ikke, at betydningen af beskyttelsen af den private ejendomsret helt kan afskrives ved forureningsbegrænsende indgreb. Er der lige meddelt miljøgodkendelse til en ny listevirksomhed, begrunder hensynet til de betydelige investeringer, at det er vanskeligt få uger efter, at komme med nye krav til forureningsbegrænsning. Virksomhedens berettigede forventninger bevirker sammen med beskyttelsen af den private ejendomsret, at der kun undtagelsesvis kan indrømmes en sådan adgang. I relation til miljøgodkendelser fremgår det udtrykkeligt af retsbeskyttelsesperioden og de beskedne muligheder for fravigelse i mbl § 41 a. Hvor beskyttelsen ikke direkte fremgår af loven, må forholdet i stedet løses på grundlag af en bredere afvejning,

12. Fuglebeskyttelsesområder skal udpeges for truede fugle og trækfugle efter direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle, artikel 4(1) og (2), mens habitatområder (eller Natura 2000-områder) er udpeget i henhold til det såkaldte habitatdirektiv (92/43) artikel 4 efter de nærmere kriterier, der fremgår af direktivets bilag III. Udpegningen er formelt sket ved bekendtgørelse nr.477 af 7/6 2003 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder, der tillige omfatter de såkaldte Ramsarområder.
13. Dette krav om indgreb mod bestående råden følger af EF-domstolens dom i sag C-117/00, *Kommissionen mod Irland.*

hvor der på den ene side må tages hensyn til forureningens betydelighed, men på den anden side også må tages hensyn til indgrebets effekt. Tilsvarende afvejning må foretages ved vilkårsfastsættelse af miljøgodkendelser af bestående virksomheder, som det fremgår af KFE 1993.271 om Søhale dambrug, hvor nævnet udtalte:

»I almindelighed antages, at indgreb over for forurenende virksomhed er erstatningsfri regulering. I overensstemmelse hermed hviler udformningen af miljøbeskyttelsesloven på en almindelig forudsætning om, at miljømyndighedernes forbud efter § 41, stk. 2. ikke medfører erstatningspligt i forhold til forureneren. Dette udelukker ikke, at et forbud efter bestemmelsen i ganske særlige tilfælde kan medføre erstatningspligt, fordi indgrebet må anses som ekspropriativt.«[14]

Konflikten mellem forureningsbekæmpelse og den private ejendomsret går imidlertid dybere, hvilket tydeligt kommer til udtryk ved forureninger af fast ejendom. Set med ejendomsretlige øjne er forureningen ejerens problem – ikke det offentliges. Som konsekvens heraf antog man i de oprindelige motiver til reglerne om offentlig oprydning efter jordforureningsloven (jfl), at offentlig oprydning og varige afværgeforanstaltninger er ekspropriative, hvis ejeren ikke giver samtykke.[15] Samme hensyn til råden på eget formueområde medførte, at landsretten i *U 1977.183 V* afviste erstatning til myndigheder for oprydning på forurenerens ejendom, og i stedet (lidt anstrengt) tilkendte beløbet efter reglerne om uanmodet forretningsførelse (*negotiorum gestio*). Påbud om at fjerne forurening på fast ejendom rejser derfor principielle problemer for det ejendomsretlige værn – problemer, som kun sporadisk er belyst i motiverne til den gældende lovgivning.

3.2 Privatlivets fred

Beskyttelsen af *privatlivets fred* efter grundlovens § 72 forudsætter, at adgang til privat ejendom kun i særlige tilfælde kan ske uden retskendelse. Men den

14. En tilsvarende reservation for særlige tilfælde ses i betænkning fra 1976 fra det af Miljøministeren nedsatte erstatningsudvalg, p. 31 f – og hertil *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 334 f.
15. Se FT 1982-83, A, sp. 3809, hvortil der henvises i motiverne til jfl (FT 1998-99, A, sp. 4340) – og hertil *Pagh:* Jorforureningsloven med kommentar, 2000, p. 169 – samt mere uddybende, *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 437 ff.

praktiske hovedregel i mange miljølove er, at der ikke kræves retskendelse.[16] Med jfl blev der indvarslet et skift, idet myndighederne efter jfl § 57(2) ikke længere kan håndhæve påbud uden retskendelse, medmindre der er tale om nødretslignende forhold. Ændringen er i overensstemmelse med den oprindelige begrundelse for adgang uden retskendelse, der var begrundet med hensyn til stikprøvekontrol, men ikke omfattede retshåndhævelseshensynet.

I forhold til strafferetlig efterforskning af miljølovsovertrædelser opstår et selvstændigt problem. Da politiets adgang kræver retskendelse, er det som hovedregel ikke muligt for miljømyndighederne at anvende miljølovenes regler om adgang til at efterforske politianmeldte miljølovsovertrædelser. Der var tidligere betydelig tvivl om, hvordan overgangen mellem administrativ og strafferetlig efterforskning skulle håndteres. Dette er søgt løst ved § 9 i lov nr. 442 af 9/6 2004 om retssikkerhed ved forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb og oplysningspligter, der blev vedtaget på baggrund af Retssikkerhedskommissionens betænkning.

Beskyttelsen af privatlivets fred efter den Europæiske Menneskerettighedskonventions (EMRK) artikel 8 har selvstændig betydning i miljøretten. Artikel 8 lyder:

»1. Enhver har ret til respekt for sit privatliv og familieliv, sit hjem og sin korrespondance.

2. Ingen offentlig myndighed må gøre indgreb i udøvelsen af denne ret, medmindre det sker i overensstemmelse med loven og er nødvendig i et demokratisk hensyn af hensyn til den nationale sikkerhed, den offentlige tryghed eller landets økonomiske velfærd, for at forebygge uro eller forbrydelse, for at beskytte sundheden eller sædeligheden eller for at beskytte andres rettigheder og friheder.«

Til forskel fra grundlovens § 72 indeholder reglen en materiel beskyttelse i form af en positiv forpligtelse for staten til at sikre, at borgernes privatliv og hjem ikke krænkes ud over, hvad der kan hjemles under den i artikel 8(2) anførte afvejning. Bestemmelsen har givet anledning til flere miljøsager ved den Europæiske Menneskerettigheds Domstol (EMD), hvis domme viser, at artikel 8 vil kunne have selvstændig betydning i miljøsager.

Det fremgår af dommen i *Lopez Ostra v. Spain*, at miljømyndighederne direkte på grundlag af EMRK artikel 8 er forpligtet til at imødegå miljøskade-

16. Retssikkerhedskommissionen har undersøgt begrundelsen for at fravige kravet om retskendelse, hvor ofte bemyndigelsen bruges, og om den er nødvendig. Af Miljøministeriets svar fremgår, at undtagelsen er begrundet i kontrolhensyn, at der ikke er noget overblik over ofte den bruges, og at tiden til indhentning af retskendelse kun spiller en mindre rolle (Retssikkerhedskommissionens betænkning 1427/2003, bilag, s. 128-171).

lige aktiviteter fra private virksomheder, hvis forureningen fører til overskridelser af grænseværdier i nærliggende boliger, og dette udgør en ikke-ubetydelig sundhedsfare. Sker dette ikke, kan staten blive erstatningsansvarlig i forhold til naboer.

Lopez Ostra v. Spain angik en nabo til et privat affaldsbehandlingsanlæg, der i modstrid med spansk lovgivning (og EU-retten) var etableret uden tilladelse. Naboens datter var syg, og en læge mente, at dette skyldtes forurening fra anlægget. Efter at naboen forgæves havde søgt at få lukket anlægget, endte sagen ved EMD, der skulle tage stilling til, om staten under artikel 8 har en positiv forpligtelse til at beskytte borgernes privatliv mod forurening. EMD fandt ikke, at det kunne dokumenteres, at sygdommen skyldtes forurening, men lagde samtidig vægt på, at forureningen fra anlægget overskred grænseværdierne for svovldioxid, der »could endanger the health of those living nearby«. Selv om anlægget var etableret for at løse alvorlige forureningsproblemer med affald, og de spanske myndigheder ikke var direkte ansvarlige for anlæggets emissioner, fandt EMD, at de spanske myndigheder ikke havde truffet de fornødne foranstaltninger til at sikre naboens »effective enjoyment of her right to respect for her home and her private family life«. Artikel 8 fandtes derfor overtrådt, og den spanske stat blev tilpligtet at udbetale 4 mio. pesetas i erstatning til naboen.[17]

Dommen betyder ikke, at overskridelse af grænseværdier for forurening altid vil udgøre en krænkelse af artikel 8. Af præmisserne i *Lopez Ostra-dommen* fremgår, at det havde selvstændig betydning, at der ikke som lovgivningen foreskriver var meddelt tilladelse til anlægget. Artikel 8 fortolkes dermed således, at der påhviler myndighederne en pligt til at gribe ind over for betydelige ulemper fra en ikke lovlig aktivitet.[18]

Er den forulempende aktivitet derimod reguleret ved tilladelse med vilkår for, hvilke gener aktiviteten må påføre omgivelserne, må forholdet bedømmes anderledes i forhold til artikel 8. Til illustration kan nævnes *Hatton and others v. United Kingdom*, der angik betydelige støjgener for naboer til Heathrow Lufthavn som følge af natflyvninger. EMD's kammer fandt, at den manglende gennemførelse af en økonomisk undersøgelse sammenholdt med omfanget af støjgener udgjorde en krænkelse af EMRK artikel 8 (se MAD 2001.1206). Dommen blev imidlertid ændret af EMD's storkammer, der lagde vægt på, at når generne er reguleret ved godkendelsesvilkår, tilkommer der staterne en vid skønsmargen under artikel 8 (se MAD 2003.802).

17. *Lopez Ostra v. Spain*, dom af 9/12 1994, 41/1993/436/515. Om dommen se tillige *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 154 ff. og *Lorenzen m.fl.:* Den Europæiske Menneskerettighedskonvention med kommentarer, 2003, p. 397 ff.
18. Se tilsvarende EMD's dom af 10/11 2004 i *Taskin v. Turkey* og dom af 30/11 2004 i *Öneryildiz v. Turkey*. Sammendrag af dommene er trykt i MAD 2004.1151 og MAD 2004.1152.

Det er ikke alene forurening og målbare gener, der kan medføre en krænkelse af artikel 8. Dommen i *Guerra and others v. Italy* viser, at der uafhængig af lovgivningen direkte på grundlag af EMRK artikel 8 påhviler miljømyndighederne en selvstændig pligt til at underrette borgerne om alvorlige risici ved driften af i øvrigt lovlige private virksomheder. I denne sag drejede det sig om en gødningsfabrik omfattet af EU's såkaldte Seveso-direktiv, hvor naboer forgæves havde klaget over manglende information om, hvorledes de skulle forholde sig i tilfælde af uheld på virksomheden. Selv om virksomheden efterfølgende var lukket, fik naboerne ved EMD tilkendt erstatning fra den italienske stat, fordi myndighederne ikke havde oplyst naboerne nærmere om risikoen og evakueringsplaner i tilfælde af uheld (se MAD 1998.7).

Indtil nu ses ikke danske domme, hvor naboer har påberåbt sig EMRK artikel 8, hvilket formentlig i de fleste tilfælde er velbegrundet. I særligt to typer sager vil artikel 8's betydning dog ikke på forhånd kunne udelukkes. Den ene type sager angår miljømyndighedernes manglende håndhævelse af vilkår, hvor dette indebærer betydelige ulemper for nærliggende boliger. Den anden type sager angår de såkaldte Seveso-virksomheder, dvs. virksomheder med større lagre af eksplosive og andre farlige stoffer, idet der så vidt vides ikke altid er sket den fornødne information af naboer til sådanne lagre om risikoen og om, hvordan de skal forholde sig i tilfælde af alvorlige uheld.

3.3 Selvinkrimineringsforbuddet

Selvinkrimineringsforbuddet indebærer, at en person anklaget for et strafbarts forhold ikke kan tvinges til at udtale sig om den påståede forbrydelse eller medvirke til dens opklaring. Dette forbud mod selvinkriminering følger bl.a. af EMRK artikel 6 og fremgår tillige af retsplejelovens § 752, stk. 1. Når selvinkrimineringsforbuddet kan give problemer i miljøretten, skyldes det, at miljøreglerne almindeligvis stiller krav om egenkontrol. Eksempelvis skal en miljøgodkendt virksomhed løbende indberette målinger af det udledte spildevand, for at miljømyndigheden kan kontrollere, om de fastsatte grænseværdier er overholdt. Denne egenkontrol ligger fra en miljøretlig synsvinkel i naturlig forlængelse af VVM-principper og forureneren betaler-princippet. Viser egenkontrollen, at den tilladte udledning er overskredet, kan forureneren efter omstændighederne straffes herfor. Dette kan give problemer med selvinkrimineringsforbuddet, hvis en forurener påbydes at fremskaffe bestemte oplysninger, der senere danner grundlag for strafferetlig tiltale, især hvis det forud for påbuddet er klart, at der kan være tale om et strafbart forhold.

Med § 10 i lov om retssikkerhed ved forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb og oplysningspligter har Folketinget kodificeret selvinkriminerings-forbuddet, således at virksomheder, der er mistænkt for at overtræde miljølovene, ikke kan tvinges til at bidrage til sagens oplysning, og således at det udtrykkeligt pålægges miljømyndighederne at vejlede herom. For at fastholde forurenerens pligt til at finansiere udgifterne til undersøgelser er der efterfølgende i mbl § 70 a og 70 b og flere andre miljølove indført hjemmel til, at myndighederne i disse tilfælde kan afholde udgifterne på den mistænktes regning, jf. nærmere i afsnit 7.6.

3.4 Ytringsfriheden

Ytringsfriheden kan til tider komme i konflikt med miljøregler. Med ytringsfrihed menes i den sammenhæng ikke den formelle, men den materielle ytringsfrihed, som denne fortolkes af EMD på grundlag af EMRK artikel 10. Et eksempel herpå er KFE 1997.86 vedrørende et forbud i lokalplan mod opsætning af udvendige antenner. Med henvisning til at EMRK artikel 10 også giver borgerne ret til at modtage ytringer, fandtes lokalplanens forbud at måtte begrænses til antenner, der virker æstetisk skæmmende.[19] Derimod fandt Naturklagenævnet i MAD 1999.264, at radioamatør ikke er beskyttet af EMRK artikel 10. Spørgsmålet må dog anses som uafklaret, jf. U 2004.2149 H, hvor Højesteret i en sag om opstilling af en 18 meter høj privat antenne til radioamatør ikke fandt grundlag for at underkende afslag, uden at Højesteret tog stilling til, om forholdet faldt under artikel 10, som landsretten havde antaget.

3.5 Miljøret som grundrettighed

Miljøretten påvirker ikke kun indholdet af de eksisterende grundrettigheder. En række stater har i deres forfatninger indskrevet miljøet som en ny grundrettighed, hvis nærmere implikationer dog er omtvistede. EF-domstolen har i betydelig udstrækning anerkendt borgernes rettigheder på miljøområdet på grundlag af EU-direktiver. Derimod giver EF-domstolens praksis ikke grundlag af for at antage, at borgerne alene på grundlag af traktaten har krav på en bestemt miljøkvalitet.

19. Se tillige MAD 1999.269, hvor afslag på parabolantenne hjemvist på grund af manglende afvejning efter EMRK artikel 10.

Med Århus-konventionen fra 1998 om borgernes ret til information, deltagelse i beslutninger og adgang til domstolene på miljøområdet foreligger for første gang en mere omfattende international stillingtagen til borgernes processuelle rettigheder. Der synes på denne baggrund enighed om, at borgerne i relation til miljøet er tillagt visse *processuelle rettigheder*. Disse kan inddeles i tre grupper. (1) alle borgere har ret til information om miljøet; (2) berørte borgere har krav på at blive hørt om (visse) beslutninger, der angår »deres« miljø; og (3) borgere skal have adgang til adækvate retsmidler ved uafhængige nævn eller domstolene for at sikre de to ovennævnte rettigheder samt for at håndhæve miljøreglerne, hvilket belyses ndf. i afsnit 8.2. Når det derimod gælder indholdet af eventuelle materielle rettigheder, må det konstateres, at disse er ganske omtvistet.[20]

20. Se: *Deimann & Dyssli:* Environmental Rights, 1995; *Boyle & Anderson:* Human Rights Approaches to Environmental Protection, 1998; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 150 ff; *Somsen:*The Private Enforcement of Member State Compliance with EC Environmental Law, YEEL, vol 1, p. 311; *Koester:* Århus-konventionen og den danske implementering, Miljøretten 1, 2006, p. 163 ff; *Precahl & Hancher:* Individual Environmental Rights: YEEL, vol. 2, p. 89; *Ebbesson:* Access to Justice in Environmental Matters in the EU, 2002; *Birnie & Boyle:* International Law and Environment, 2002, p. 252 ff; *Krämer:* Focus on European Environmental Law, 1997, p. 78 ff; *Krämer:* Casebook, 2002, p. 72 ff og 403 ff.

KAPITEL 4

EU-rettens betydning i dansk miljøret

Som anført flere steder i det foregående har EU-retten ganske stor betydning for dansk miljøret. Selv om det samme kan siges om de mange folkeretlige miljøaftaler, som Danmark har indgået de seneste 30 år, er den afgørende forskel *EU-rettens overnationale karakter*, der indebærer, at EU-retten har forrang for danske regler (*forrangsprincippet*). Hvor det ved folkeretlige traktater om miljøbeskyttelse er Folketinget, der afgør, om Danmark skal tiltræde denne eller hin aftale, er det i EU ikke Folketinget, men EU's lovgivende institutioner, der afgør, hvilke krav der skal stilles til forureningsbegrænsning, naturbeskyttelse m.v. I kraft af EU-rettens overnationale karakter er de af EU fastsatte regler direkte bindende for de danske myndigheder, ligesom borgerne i betydelig grad kan støtte ret herpå uanset danske regler.

Men EU' kompetence er ikke begrænset til at bestemme, hvilke miljøkrav der som minimum må kræves for forskellige aktiviteter. EU har tillige kompetence til at fastsætte regler for de nationale miljømyndigheders sagsbehandling og for borgernes ret til at få oplysninger, deltage i beslutningen og til at kunne få denne prøvet ved domstole eller uafhængige nævn. Efter EF-domstolen i sag C-176/03, *Kommissionen mod Rådet* underkendte, at strafferetlig sanktionering af miljølovsovertrædelser kan vedtages under det mellemstatslige samarbejde i EU, er der yderligere åbnet for, at EU fastsætter mindstekrav til den strafferetlige håndhævelse af miljølovsovertrædelser.[1]

I kraft af EU's folkeretlige handleevne på miljøområdet har EU tillige kompetence til at indgå folkeretlige miljøaftaler, der forpligter den danske stat, og som samtidigt har direkte virkning for myndighederne og borgerne.[2]

1. Se hertil *Pagh:* UfR 2005B.347.
2. Se sag C-213/03, *Syndicat professionel coordination des pêcheurs mod Électricité de France*. Hvor EF-domstolen fastslog, at en folkeretlig traktat om beskyttelse af Middelhavet mod forurening var umiddelbart anvendelig og kunne påberåbes af en NGO over for det franske elselskab. Se tillige sag C-239/03, *Kommissionen mod Frankrig*,

Dette bevirker, at det er EF-domstolen, der i sidste ende afgør, hvordan f.eks. Bern-konventionen om beskyttelse af vilde dyr og planters levesteder skal fortolkes, hvis dette er relevant for en konkret tvist.

EU's kompetence begrænser sig imidlertid ikke til at bestemme, hvilke miljøkrav der *skal* stilles. I flere tilfælde kan det tillige følge af EU-retten, hvilke miljøkrav der *ikke kan* stilles. Dette kan være, fordi de danske miljøkrav er i konflikt med traktatens regler i TEF artikel 28-30 om frihandel.[3] Men det kan også være, fordi de danske regler anses i modstrid med en udtømmende EU-harmonisering af det pågældende spørgsmål.[4]

EU-rettens betydning for den miljølovgivning, der belyses i denne fremstilling, kan således anskues på mange måder. På grundlag af bogens sigte omtales i dette kapitel alene fire aspekter: (1) EF-domstolens fortolkningsstil og den direkte effekt af EU-regler; (2) EU-rettens betydning for de materielle miljøregler; (3) EU-rettens betydning for myndighedernes sagsbehandling; og (4) EU-rettens betydning for klage- og domstolsadgang.[5]

4.1 EF-domstolens fortolkningsstil og direkte effekt

Forrangsprincippet medfører, at det i sidste ende er EF-domstolen, der afgør, hvordan EU's mange miljøregler skal fortolkes og anvendes. Men EF-domstolens fortolkningsstil adskiller sig fra danske domstoles, hvorfor det ikke er tilstrækkeligt at vide, hvordan en dansk domstol normalt vil forstå den pågældende regel. Det er ugørligt at omtale de mere end 500 miljødomme, EF-domstolen har afsagt, hvorfor jeg i stedet har valgt at belyse nogle af de ledetråde, EF-domstolen benytter i sin fortolkning.

Hvad angår meningsindholdet i EU-reglerne følger, EF-domstolen fast fire ledetråde. Den ene er ***formålsfortolkning***. Dette kendes også i dansk ret, men til forskel fra dansk ret, tillægges forarbejder en svagere betydning, om end forarbejder i de senere år er tillagt øget vægt. Det er først og fremmest den

om samme sag, hvor Frankrig blev dømt for ikke at have gennemført konventionen i fransk ret, idet det ikke kunne tillægges betydning, at EU ikke havde vedtaget nødvendig følgelovgivning efter EU's ratifikation af aftalen.

3. Se f.eks.sagen om det danske genbrugsflaskesystem sag C-302/86, *Kommissionen mod Danmark*, sag C-192/01, *Kommissionen mod Danmark* om vitaminberigelse af levnedsmidler.
4. Se f.eks. sag C-324/99, *Daimler Chrysler* og sag C-6/00, *ASA*, hvor EF-domstolen fastslog, at forordning 259/93 om overførsel af affald udtømmende regulerer procedurer og grunde til indsigelser mod eksport af affald.
5. For en mere fyldig indføring henvises til *Pagh:* Miljøretten bd. 1, 2005, p.195 ff.

indledende præambel, der sammen med hovedregler er bestemmende for, hvad der er retsaktens formål. På dette grundlag fortolkes hovedregler udvidende, mens undtagelser fortolkes indskrænkende. Som konsekvens heraf fortolker EF-domstolen de af EU fastsatte krav til vand- og luftkvalitet som retligt bindende resultatforpligtelser. Disse resultatforpligtelser kan kun fraviges i de tilfælde og under de betingelser, som det pågældende EU-direktiv hjemler, hvilket bl.a. illustreres af mange domme om drikkevands- og badevandskvalitet.[6] En anden konsekvens af denne fortolkningsstil er, at EF-domstolen har afvist, der kan inddrages økonomiske eller rekreative hensyn ved udlægning af de særlige EU-beskyttede naturområder (Natura 2000-områder).[7] Modsat er arealudlæg til naturbeskyttelse i dansk ret hidtil sket på grundlag af en afvejning af forskellige samfundsmæssige interesser. EF-domstolens fortolkningsstil indebærer dermed, at afvejning i mange tilfælde skal afskæres henholdsvis begrænses for at undgå at komme i konflikt med EU-regler.

En anden ledetråd er ***legaldefinitioner***, idet EU-reglerne typisk indeholder definitioner af en række begreber for at sikre en ensartet retsanvendelse trods de mange sprog. Efter EF-domstolens praksis skal disse definitioner implementeres og anvendes ensartet i medlemsstaterne. Væsentlige miljøretlige begreber vil derfor ofte have et meningsindhold, der adskiller sig fra en traditionel dansk forståelse, hvilket f.eks. gælder begreber som »affald«, »udledning« og »bedst tilgængelig teknologi«.[8]

6. Om drikkevandskvalitet, se sag 228/87, *Pretura unificata di Torino* (om direktiv 80/778). Overtrædelse af direktiv 76/160 om badevandskvalitet har ført til, at en række medlemsstater er dømt, se sag C-56/90, *Kommissionen mod UK*, sag C-198/97, *Kommissionen mod Tyskland*, sag C-307/98, *Kommissionen mod Belgien*, sag C- 268/00, *Kommissionen mod Holland*, sag C-427/00, *Kommissionen mod UK*, sag C-147/00, *Kommissionen mod Frankrig*, sag C-368/00, *Kommissionen mod Sverige*, sag C-226/01, *Kommissionen mod Danmark*. Særligt kan nævnes sag C-92/96, *Kommissionen mod Spanien*, hvor Spanien efterfølgende i sag C-278/01, *Kommissionen mod Spanien*, blev idømt dagbøder for ikke at opfylde dommen.
7. Se sag C-44/95, *Royal Society of Protection of Birds*, sag C-371/98, *First Corporate Shipping*, og sag C-209/04, *Kommissionen mod Østrig*.
8. Især affaldsbegrebet har givet anledning til en righoldig praksis fra EF-domstolen, hvor som de ledende domme må nævnes de forenede sager C-418 og 419/97, *Arco Chemie*, sag C-9/00, *Granit* og sag C-444/00, *Mayer Parry Recycling* – se hertil *Pagh:* Regulering af erhvervsaffald, 1994, p. 26 ff, *Pagh:* Miljøretten bd. 3, 2006, p. 128 ff og *Nicolas de Sadeleer:* Journal for European Environmental & Planning Law, 2005, p. 458 ff. Vedrørende udledning kan henvises til sag C-231/97, *van Rooij*, hvor EF-domstolen på grundlag af direktiv 76/464 fastslog, at kravet om tilladelse til udledning af farlige stoffer i vandmiljøet også omfatter nedfald fra luften, når kilden er kendt.

En tredje ledetråd er, at ***procedureregler*** tages bogstavelig, og som hovedregel anses for udtryk for en udtømmende harmonisering af procedurekrav, hvilket afskærer supplerende nationale procedurekrav, uanset om EU-reglerne er vedtaget med hjemmel i TEF artikel 175.[9] Den fjerde ledetråd er en ***legalitetsorienteret*** prøvelse. Dette har to konsekvenser. Dels kan EF-domstolen prøve, om EU-lovgiver eller medlemsstaterne har overskredet grænserne for skøn ved f.eks. at overtræde traktatens regler om frihandel eller miljøprincipperne i TEF artikel 174. Dels kan EF-domstolen prøve, om den pågældende retsakt er vedtaget med rette hjemmel i traktaten, idet der i modsat fald indtræder ugyldighed.

Hvad angår ***retsvirkningen*** af EU-reglerne, kunne man tro, at dette på grundlag af staternes processuelle autonomi er overladt til medlemsstaterne, således at det er tilstrækkeligt at se på den nationale gennemførelse. Dette er ikke tilfældet. EF-domstolen har fastslået, at EU-retten har ***forrang*** og derfor fortrænger modstående nationale regler. Ud fra ønsket om en effektiv gennemførelse af EU-retten har EF-domstolen udviklet doktrinen om ***direkte effekt*** af direktiver, som kan påberåbes af borgerne. Dette betyder, at danske myndigheder umiddelbart forpligtes af et miljødirektiv, selv om det ikke er gennemført korrekt i dansk ret, når blot EU-bestemmelsen er tilstrækkelig præcis og ubetinget. Det fremgår af praksis, at også regler der hjemler myndighederne et vidtgående skøn har direkte effekt, når myndighederne har overskredet grænserne for dette skøn.[10] Tilsvarende har EF-domstolen fastslået, at en medlemsstat kan blive erstatningsansvarlig for den skade, som en mangelfuld gennemførelse af EU-retten har medført, hvis der ikke er andre måder at genoprette retsbruddet på.[11]

Selv processuelle spørgsmål som retlig interesse og opsættende virkning påvirkes af EU-retten. Dette sker dels på grundlag af ***effektivitetsprincippet***,

9. Se sag C-324/99, *Daimler-Chrysler*, hvor det blev afvist, at der efter vedtagelse af forordning 259/93 om overførsel af affald kan vedtages supplerende procedureregler for eksport og import af affald, selv om forordningen er vedtaget under TEF artikel 175, og der i TEF artikel 176 hjemles adgang til strengere krav.
10. Et tydeligt eksempel herpå er flere domme om VVM-direktivet, der både hjemler myndighederne skøn mht. hvilken del af offentligheden som skal høres, og hvornår VVM kræves for de såkaldte bilag II-projekter. Alligevel har EF-domstolen fastslået, at VVM-pligten har direkte effekt for bilag II-projekter og kan påberåbes af borgerne. Se sag C-72/95, *Kraajiveld*, sag C-435/97, *WWF mod Borzen,* og sag C-276/98 *Linster*. Selv hvor VVM-pligten rammer en privat borger, er direkte effekt fastholdt, jf. sag C-201/02, *Wells*, nærmere ndf. i 4.3.2.
11. Se de forenede sager C-46/93 og C-48/93, *Brasserie de Pecheure og Factortame III* – og hertil *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 342 ff.

hvorefter borgerne skal kunne påberåbe og gennemtvinge de rettigheder, som de er tillagt af EU-retten, hvilket bl.a. omfatter borgernes krav på at luft og vand overholder EU's krav. Dels sker denne indblanding i medlemsstaternes processuelle autonomi på grundlag af det såkaldte ***ækvivalensprincip***, hvorefter borgerne skal have samme mulighed for at gennemtvinge EU-forpligtelser, som gælder for tilsvarende nationale forpligtelser. Det sidste har f.eks. betydning for miljøorganisationers mulighed for at håndhæve EU's krav til naturbeskyttelse, da disse EU-krav ikke umiddelbart berettiger borgerne, men hvor miljøorganisationer skal have samme mulighed for at håndhæve EU's krav til naturbeskyttelse som de nationale regler om naturbeskyttelse. Hertil kommer, at et voksende antal miljødirektiver i EU indeholder særskilte krav om høring af offentligheden, om prøvelsesadgang, og om at der indføres effektive sanktioner for overtrædelser. Prøvelsesadgangen og kravet om effektive sanktioner synes dog i forvejen at følge af EF-domstolens praksis, hvorfor der på disse punkter i hovedsagen er tale om kodificering.

Endelig er der behov for at omtale to spørgsmål, nemlig EU-rettens krav til ***frihandel*** og EU's eksterne kompetence på miljøområdet og retsvirkningen heraf. EU udgør et frihandelsområde og en toldunion, hvor der som udgangspunkt er fri handel med varer og tjenesteydelser, fri etableringsret og fri bevægelighed af arbejdskraft og kapital. Traktaten hjemler en begrænset mulighed for at fravige dette udgangspunkt af hensyn til miljøbeskyttelse, men dette forudsætter, at der ikke gøres forskel mellem indenlandsk og udenlandsk producerede varer (forbud mod nationalitetsdiskrimination).[12] I kraft af EF-domstolens udvidende fortolkning af begrebet handelsrestriktioner, vil et hvert forbud mod eller begrænsning i salg eller anvendelse af bestemte produkter eller bestemte stoffer skulle bedømmes efter TEF artikel 28-30. Hertil kommer, at restriktioner for salg eller anvendelse af varer først skal notificeres efter EU's informationsproceduredirektiv (98/30), og manglende

12. Se sag 302/86, *Kommissionen mod Danmark* (genbrugsflasker). Derimod kan behov for at undgå fauna- og floraforfalskning hjemle en forskelsbehandling i TEF artikel 30, jf. sag C-67/97, *Blume* (Læsø bier). Efter at EF-domstolen i C-379/98, *Preussen Electra*, accepterede favorisering af indenlandsk fremstillet vindmølle-energi, har det været drøftet, om der fortsat ikke er mulighed for at gøre forskelsbehandling af hensyn til miljøet (f.eks. *Broberg og Holst-Christensen:* EU-domme, 2003, p. 283 f). Da dommen dels henviser til internationale forpligtelser og dels er konkret begrundet med, at kilden til strøm i nettet ikke kan identificeres, må forbuddet mod forskelsbehandling dog fortsat anses for gældende i relation til miljøbeskyttelse, men det må medgives, at EF-domstolen ikke altid udtrykker sig klart.

overholdelse heraf medfører, at de nationale regler er ugyldige.[13] Såfremt EU har harmoniseret de pågældende regler, vil enhver national handelshindring begrundet i miljøhensyn være forbudt, medmindre de strengere nationale regler godkendes af Kommissionen efter den såkaldte miljøgaranti i TEF artikel 95(4)-(6).[14]

Som anført ovenfor er EU part i de fleste ***internationale miljøkonventioner***, hvor Danmark deltager. Grundlaget herfor er traktatens regler, idet EU har international kompetence i det omfang EU har intern lovgivningskompetence, idet det dog forudsættes, at den internationale traktat er tiltrådt under den korrekte hjemmelsregel i traktaten.[15] Såfremt den internationale aftale angår forhold, der er reguleret ved interne EU-regler, har EU som udgangspunkt eksklusiv kompetence.[16] Men EU's internationale aftaler rejser ikke kun et spørgsmål om ekstern kompetence. Det fremgår af dommen i sag C-213/03, *Syndicat profesionnel coordination des pecherurs* om Barcelona konventionen om begrænsning af forurening af Middelhavet, at de internationale miljøaftaler har direkte effekt. De internationale miljøaftaler, som EU har indgået, kan derfor påberåbes af borgerne over for de nationale myndigheder. Dermed tilføjer EU-retten en selvstændig dimension til de internationale pligter i forhold til den traditionelle danske forståelse, hvorefter Danmarks internationale pligter kun kan påberåbes af borgerne, i det omfang dette kan rummes inden for fortolkning af de gældende regler. Efter dommen i C-213/03 vil borgerne tillige kunne påberåbe sig den internationale miljøafta-

13. Se f.eks. sag C-13/96, *Bix Benelux*, hvor belgiske regler for miljømærkning af barberskrabere blev underkendt som ugyldig grundet manglende notificering efter informationsproceduredirektivet (98/34) – og hertil *Krämer:* Casebook on EU Environmental Law, 2002, p. 251 ff.
14. Nye strengere regler vil sjældent kunne godkendes, jf. sag C-512/99, *Tyskland mod Kommissionen*, mens Kommissionen i større grad accepterer opretholdelse af strengere regler. Hvis det efterfølgende lykkes delvist at få EF-domstolen til at underkende Kommissionens afslag som i sag C-3/00, *Danmark mod Kommissionen* om det såkaldte madsminkedirektiv, vil de nationale reglers gyldighed kræve en ny godkendelse fra Kommissionen. Se herom *Pagh:* Miljøretten, bd. 1, 2005, p. 258 ff.
15. Se sag C-94/03, *Kommissionen mod Rådet*, hvor EF-domstolen underkendte gyldigheden af Rådets ratifikation af den såkaldte PIC-konvention om handel med farlige kemikalier, fordi konventionen var tiltrådt alene med henvisning til TEF artikel 175, idet EF-domstolen fastslog, at tiltrædelsen tillige skulle være ske med henvisning til TEF artikel 133, der angår samhandel med tredjeland.
16. Se udtalelse om *Cartagena Protokollen* om bio-safety (under Biodiversitetskonventionen), U 2/00, hvor EF-domstolen på ny bekræftede *AETR*-dommen (sag 22/70) – og hertil nærmere *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 136 ff. Det er i dette lys uklart, hvilken betydning artikel 174(4) om delt kompetence har.

ler på samme måde som EU-direktiver, hvis EU har tiltrådt den internationale aftale.

4.2 EU-rettens betydning for de materielle miljøregler

EU-rettens betydning for de danske miljøkrav kan opgøres på flere måder. En måde er at fremhæve det store antal direktiver og forordninger, som EU har vedtaget på miljøområdet. En anden måde er at lægge vægt på, i hvilken udstrækning EU tvinger Danmark til at gennemføre en strengere miljøbeskyttelse, henholdsvis om EU forhindrer et højt dansk beskyttelsesniveau. En tredje måde er at se på, i hvilket omfang danske myndigheder og domstole faktisk anvender EU's miljøregler, som disse fortolkes af EF-domstolen. En fjerde måde er at undersøge, i hvilket omfang EU's miljøregler har givet anledning til ændret lovgivning.

Ingen af de anførte metoder giver dog noget retvisende billede. En kvantitativ opgørelse af regler siger intet om reglernes reelle betydning. Den anden metode siger kun noget, hvis den underbygges af specifikke analyser af hvert enkelt område af miljøretten. Den tredje metode siger alene noget om danske myndigheders og domstoles faktiske kendskab til EU's miljøregler og er ikke nødvendigvis identisk med gældende ret. Den fjerde metode har den svaghed, at den ikke tager højde for, om implementeringen er mangelfuld.

Omvendt er det grundet forskel i lovteknik ganske kompliceret at finde ud af, hvorledes EU's forskellige miljøregler er gennemført i dansk ret. Mange direktiver er i dansk ret gennemført via flere forskellige love og et endnu større antal bekendtgørelser. Da lovene og bekendtgørelserne ofte har et andet sigte end at gennemføre EU-regler, er det et detektivarbejde at gennemføre en sammenlignende analyse. Til illustration kan anføres, at da Folketinget i foråret 2004 bad om at få belyst den danske gennemførelse af forholdsvis enkelte regelsæt som direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle og habitatdirektivet, fik man udleveret en 198 siders oversigt med angivelse af relevante bestemmelser i danske love.[17] Hertil må føjes, at det på dette tidspunkt var velkendt, at de danske regler ikke levede op til direktivet, hvorfor Folketinget i juni vedtog en række ændringer af naturbeskyttelsesloven og skovloven, der ville have gjort oversigten endnu længere – hvortil kommer, at motiverne erkender, at der fortsat i dansk ret mangler regler, der fuldt ud modsvarer habi-

17. Se bilag 69 til Folketingets Miljø- og planlægningsudvalg ved behandling af forslag til lov 454 af 9/6 2004 om ændring af naturbeskyttelsesloven, planloven, vandløbsloven og museumsloven.

tatdirektivets krav til artsbeskyttelse. Lægges hertil, at EU's mange miljødirektiver er blevet til ved små og store knopskydninger, er det opgivet at give en blot nogenlunde dækkende oversigt over EU's miljøregler og den danske implementering.[18] I stedet er valgt en kort belysning af, hvordan EU's miljøregler griber ind på de enkelte områder af miljøretten, der behandles i lærebog i miljøret.[19]

4.2.1 Betydning for planloven

I relation til planloven må det konstateres, at EU ikke har vedtaget generelle regler om arealanvendelsen. Planlovens regler om landzonetilladelse og om kommune- og lokalplaner er således ikke en konsekvens af EU-regler. Men det betyder ikke, at planloven er upåvirket af EU's miljøregler. Umiddelbart fremgår det af planlovens §§ 11 g-11 i om kommuneplantillæg, og § 35, stk. 2 om landzonetilladelser, at disse bestemmelser gennemfører EU's direktiv 85/337 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (VVM-direktivet). Efter VVM-direktivet skal de af direktivet omfattede projekter undergives krav om tilladelse samt en særlig procedure, hvorefter ansøgeren først skal udarbejde en miljøvurdering af projektet, der herefter skal i offentlig høring inden der tages stilling til ansøgningen. I planloven forudsættes disse krav opfyldt ved regionplantillæg (og fra 2007 ved kommuneplantillæg). I det omfang planlovens regler ikke fuldt modsvarer VVM-direktivet, skal VVM-direktivet anvendes, jf. KFE 1994.208 om Nordjyllandsværket.

Også indirekte påvirkes planloven af EU-regler. Landsplantillæg, kommuneplaner og lokalplaner samt ændring af de nævnte planer er omfattet af direktiv 2001/42 om miljøvurdering af planer og programmer (SMV-direktivet), i det omfang disse planer etablerer rammer for fremtidig behandling af VVM-pligtige projekter. Efter SMV-direktivet er planer, der vedtages i henhold til lov, omfattet af krav om forudgående miljøvurdering, hvis planen etablerer rammer for fremtidig behandling af VVM-pligtige projekter og kan have væsentlig indvirkning på miljøet. Denne forpligtelse kan ikke erstattes af den efterfølgende VVM-procedure, jf. SMV-direktivets artikel 11. Selv om SMV-direktivet er gennemført ved en særlig lov om miljøvurdering af planer og programmer, ændrer dette ikke ved, at SMV-direktivet har betyd-

18. Om hvordan EU's miljøregler påvirker regulering af husdyrbrug, se *Pagh:* TfM 2005, p. 264.
19. Kapitelhenvisninger vil være til *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, 3. udg. – men som nævnt i forordet ventes en 4. udgave primo 2007.

ning for den fremgangsmåde, som skal følges ved vedtagelse af planer efter planloven.[20]

En anden indirekte påvirkning af planloven kommer fra EU's gamle direktiver om vandkvalitet.[21] Frem til kommunalreformens gennemførelse var disse direktiver forudsat implementeret i regionplanerne (den tidligere planlovs § 6, stk. 3, nr. 12) og forudsættes nu gennemført i kommuneplanerne, jf. § 11 a, nr. 17. Som konsekvens heraf skal recipientmål i regionplanen (eller kommuneplanen) ikke alene opfattes som en »virke for«-forpligtelse, men som bindende resultatmål. En del af direktiverne bortfalder dog i 2013 med gennemførelse af EU's vandrammedirektiv (direktiv 2000/60), som i dansk ret er implementeret ved miljømålsloven.

4.2.2 Betydning for miljøbeskyttelsesloven

Når bortses fra de særlove, der er vedtaget til gennemførelse af enkelte EU-direktiver, er det formentlig miljøbeskyttelsesloven, der er stærkest påvirket af EU-regler.

Bestemmelsen om bindende miljøkvalitetsnormer i miljøbeskyttelseslovens § 14, stk. 2, er en direkte følge af EU-regler, idet recipientkrav til luft og vand efter miljøbeskyttelsesloven ellers fastsættes ved vejledninger, jf. § 14, stk. 1.

Reglerne om beskyttelse af grundvand i miljøbeskyttelseslovens § 19 er vedtaget, før EU vedtog regler, men skal i alle tilfælde anvendes i overensstemmelse med direktiv 80/68 om beskyttelse af grundvand mod forurening. Dette kan afskære myndigheden mulighed for at meddele tilladelse efter § 19.

20. Se til illustration MAD 2005.957, hvor Naturklagenævnet underkendte en lokalplan, fordi kommunen havde undladt at høre andre myndigheder om, hvorvidt miljøvurdering af lokalplanforslaget var nødvendig, idet kommunen antog, at denne høring kunne ske under offentlighedsfasen af lokalplanforslaget.

21. Hermed sigtes primært til; direktiv 75/440 om kvaliteten af overfladevand, der anvendes til drikkevand, direktiv 76/160 om badevandskvalitet, direktiv 78/659 om kvaliteten af ferskvand, der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til, at fisk kan leve deri (fiskevandsdirektivet) og direktiv 79/923 om kvalitetskrav til skalddyrvande. For alle de nævnet direktiver fremgår af EF-domstolens praksis, at direktivernes krav til vandkvalitet indebærer en retligt bindende resultatforpligtelse. Manglende opfyldelse af de bindende resultatmål anses som traktatbrud og har givet anledning til, at en medlemsstat er idømt tvangsbøder, sag C-198/98, *Kommissionen mod Spanien*. Regionplanerne skulle tillige dække gennemførelse af vandkvalitetsmålsætninger efter direktiv 76/464 om udledning af visse farlige stoffer i fællesskabets vandmiljø, der tillige kræver, at der vedtages handlingsplaner til opfyldelse af recipientmålene.

Reglerne om beskyttelse af overfladevand i miljøbeskyttelseslovens §§ 27-32 er ældre end EU-reglerne, men skal alligevel anvendes og fortolkes på grundlag af en række EU-direktiver. Ikke alene skal myndighederne ved fastsættelse af vilkår for udledning af spildevand sikre overholdelse af de bindende vandkvalitetsnormer efter de ovenfor nævnte gamle vanddirektiver. I relation til landbruget skal tillige overholdes kravene i nitratdirektivet (direktiv 91/676), og i relation til udledning af spildevand fra byerne skal de detaljerede krav til spildevandsrensning i byspildevandsdirektivet (direktiv 91/271) overholdes. Selv om de sidste to direktiver er blevet til på dansk foranledning og således skulle være gennemført, viser flere EF-domme, at EF-domstolen fortolker direktiverne anderledes end de danske myndigheder opfattede reglerne. De spildevandsplaner, som kommunerne skal vedtage efter miljøbeskyttelsesloven, vil fremover tillige være omfattet af SMV-direktivets regler om miljøvurdering.

Reglerne om miljøgodkendelse, vilkårsfastsættelse og påbud til listevirksomheder i miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 er på ganske mange måder påvirket af EU-regler. Det såkaldte IPPC-direktiv (direktiv 96/61 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening) indebærer, at der gælder særlige regler for de såkaldte I-mærkede virksomheder i godkendelsesbekendtgørelsen. IPPC-direktivet indebærer, at der ikke ved vilkårsfastsættelse for I-mærkede virksomheder efter mbl. § 34 automatisk kan henvises til branchebekendtgørelser som f.eks. husdyrgødningsbekendtgørelsens harmonikrav.[22] IPPC-direktivet indebærer tillige, at der for I-mærkede virksomheder er krav om en regelmæssig samlet revision af miljøgodkendelsens vilkår, jf. mbl § 41 b og de nærmere regler i godkendelsesbekendtgørelsens § 17.[23] En yderligere konsekvens af IPPC-direktivet er, at der nu i mbl § 41 a, stk. 2, stilles krav om, at myndigheden meddeler påbud i visse særlige tilfælde – også selv om retsbeskyttelsesperioden efter § 41 a, stk. 1, ikke er udløbet. Modsat var påbudsbeføjelsen tidligere formuleret som en »kan«-beføjelse.[24]

22. Se Skov- & Naturstyrelsens afgørelse af 5/10 2005 om miljøgodkendelse af fjerkræproduktion.
23. Man skal i øvrigt være opmærksom på, at godkendelsesbekendtgørelsens angivelse af listevirksomheder ikke fuldt ud svarer til IPPC-direktivets liste. En miljøgodkendelsespligtig virksomhed vil dog ikke kunne unddrage sig IPPC-direktivets regler, fordi den ikke er I-mærket på godkendelsesbekendtgørelsen, da IPPC-direktivet i disse tilfælde har direkte effekt. Om anvendelse af IPPC-direktivet ved afgrænsning af listen se i Miljøklagenævnets afgørelse i MAD 2005.314.
24. Denne formulering er opretholdt i mbl § 41 c, hvorefter der kan meddeles påbud ved overhængenede fare for sundheden. Reglen har mistet mening, da der i de i mbl § 41 c anførte tilfælde allerede skulle være meddelt påbud efter mbl § 41 a, stk. 2.

På baggrund af det andet Seveso-direktiv (direktiv 96/82 om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer) er der i bkg. 1156/2005 fastsat særlige regler for virksomheder, der i betydelige mængder oplagrer eller anvender særligt farlige stoffer. Seveso-direktivet er tillige baggrunden for pligten til at meddele påbud efter mbl § 41 a, stk. 2, nr. 5 og 6.

Listevirksomheder og alle andre virksomheder, der anvender organiske midler i mængder over bestemte tærskelværdier, er omfattet af det såkaldte VOC-direktiv (direktiv 1999/13 om begrænsning af emissionen af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler i visse aktiviteter og anlæg). Direktivet stiller krav om, at alle virksomheder, der anvender organiske opløsningsmidler over tærskelværdier, skal have en godkendelse – og dette gælder også bestående virksomheder, som senest i oktober 2007 skal have godkendelse.[25] For listevirksomheder, der har godkendelse, betyder VOC-direktivet, at tilsynsmyndigheden skal sikre, at godkendelsen indeholder de i direktivet fastsatte grænseværdier for emission og krav til egenkontrol og rapportering.

Reglerne for godkendelse af etablering og drift af affaldsdeponeringsanlæg i mbl §§ 34, stk. 2, 37 a, 37 b, 37 c, 39 b er alle direkte følger af direktiv 1999/31 om deponering af affald. Det samme gælder de særlige regler påbud til deponeringsanlæg i mbl §§ 41 e og 41 f samt de særlige bestemmelser om økonomisk sikkerhedsstillelse i mbl § 50 a.[26]

Etablering og drift af såvel nye som bestående affaldsforbrændingsanlæg reguleres ikke alene ved miljøgodkendelsen, men suppleres af særlige regler fastsat på grundlag af direktiv 2000/76 om forbrænding af affald, der indeholder ganske strenge grænseværdier for disse anlæg. Direktivet er gennemført ved bkg. 162/2003 om anlæg, der forbrænder affald.

EU's regulering af affald begrænser sig imidlertid ikke til bestemte krav til affaldsdeponerings- og affaldsforbrændingsanlæg, men har betydning for reglerne om affald i miljøbeskyttelseslovens kapitel 6. Med affaldsdirektivet (direktiv 2006/12 om affald, der sammenskriver direktiv 75/442 om affald som ændret ved direktiv 91/156) har EU etableret den overordnede ramme for

25. Dette betyder, at bl.a. renserier og ganske små virksomheder skal have godkendelse eller registreres. Den danske VOC-bekendtgørelse 350/2002 ses dog ikke at indeholde VOC-direktivets regler om godkendelse/registrering af virksomheder, der ikke er omfattet af godkendelsesbekendtgørelsen. Dette er næppe i overensstemmelse med direktivet.

26. Deponeringsdirektivets mere detaljerede krav til drift og overgangsordning for bestående deponeringsanlæg er gennemført i deponeringsbekendtgørelsen (650/2001) og i bkg. 612/2004 om uddannelse af driftsledere og personale på deponeringsanlæg.

medlemsstaternes affaldslovgivning. Direktivet definerer, hvad der skal anses som affald,[27] og hvad der forstås ved begreberne »bortskaffelse«, »nyttiggørelse«, affaldsproducent og »indsamling«. Affaldsdirektivet præciserer tillige målene med affaldsreglerne, og fastlægger affaldsindehaverens, -transportørens, -indsamlerens og -behandlerens pligter. Heraf følger som de grundlæggende principper, at affaldsbehandling kræver godkendelse (uanset om der er tale om bortskaffelse eller nyttiggørelse), at affaldstransportører og indsamlere skal være registreret, og at affaldsindehaveren er forpligtet til enten at benytte godkendt affaldsbehandler eller en registret indsamler.[28] De affaldsplaner, som kommunerne skal vedtage efter mbl § 47, stk. 2, er endvidere omfattet af SMV-direktivets regler om miljøvurdering. I relation til eksport og import af affald har EU med forordning 259/93 om overførsel af affald udtømmende harmoniseret de procedurer, der skal anvendes ved eksport og import af affald, ligesom forordning 259/93 udtømmende harmoniserer de indsigelser, som medlemsstaterne kan fremsætte mod eksport og import af affald.[29] De generelle regler suppleres af specielle regler om fremme af genanvendelse for forskellige affaldsfraktioner, som emballageaffald, udtjente køretøjer, olieaffald og elektronikskrot. I relation til elektronikskrot er der med det såkaldte WEEE-direktiv (direktiv 2002/96 om affald af elektrisk og elektronisk affald) indført krav om, at den oprindelige producent har det juridiske og økonomiske ansvar for indsamling og behandling af udtjent elektronik.[30] Den omfattende EU-regulering af affald har især betydning i relation til den dan-

27. Affaldsdefinitionens fortolkning har givet anledning til mange sager ved EF-domstolen. EF-domstolens praksis viser, at affaldsdefinitionen skal fortolkes ganske vidt og også omfatter genanvendeligt affald, der har økonomisk værdi, samt at affaldsdefintionen er umiddelbart gældende, jf. f.eks. de forenede sager, C-304/94, C-330/94, C-342/94 og C-224/95, *Tombesi m.fl.* og de forenede sager, C-418/97 og C-419/97, *Arco Chemie. m.fl.* Det fremgår dog af sag C-9/00, *Granit*, at hvis der er sikkerhed for en fuldstændig nyttiggørelse uden forudgående bearbejdning, er det ikke affald. Se hertil uddybende: *Pagh:* Regulering af erhvervsaffald, 2004, p. 26 ff. Denne praksis har ikke alene betydning for de kommunale affaldsordninger, men tillige for, hvornår der kan opkræves gebyr, jf. *Pagh:* TfM. 2005, p. 163 ff.
28. Se f.eks. sag C-365/97, *Kommissionen mod Italien* om et affaldsdepot i tidligere råstofgrav ved Napoli samt for en mere samlet gennemgang af principperne sag C-494/01, *Kommissionen mod Irland.*
29. Se sag C-324/99, *Daimler-Chrysler* (om eksport til bortskaffelse) og sag C-6/00, *ASA* om eksport af slagger til opfyld af mine, der blev anset som nyttiggørelse.
30. WEEE-direktivet er søgt implementeret ved mbl §§ 9 i-9 r samt ved ændring af mbl §§ 45 og 51. Bemyndigelserne er udmøntet i bkg. 664/2005 om håndtering af affald af elektrisk og elektronisk udstyr. Det kan dog diskuteres, om reglerne fuldt ud modsvarer WEEE-direktivets krav til producentansvar.

ske regulering af erhvervsaffald og indgår i de aktuelle overvejelser om en samlet revision af de danske affaldsregler.[31]

4.2.3 Jordforureningsloven

I motiverne til jordforureningsloven anføres, at »forslaget ikke vurderes at have EU-retlige aspekter«. Det oplyses dog samtidig, at et forslag til direktiv om erstatning for miljøskader er på vej, at dette forslag forventes at indeholde objektivt ansvar for bl.a. IPPC-virksomheder, og at det forventes at omfatte fremtidige jordforureninger.[32]

Samtidig fremgår af jordforureningslovens § 63, at den generelle undtagelse for at indhente godkendelser, dispensationer og sikre plangrundlag ved offentlig oprydning efter jordforureningslovens kapitel 3 og 4 ikke gælder for de tilladelser og dispensationer, som der er pligt til at indhente efter EU-regler. Dette betyder i praksis, at det vil være forholdsvis sjældent, at myndighederne kan undlade at indhente tilladelser.[33]

Til jordforureningslovens oprindelige forudsætninger må baseret på EF-domstolens nyere retspraksis og ny lovgivning i dag gøres fire væsentlige tilføjelser. For det første vil den oversigt, som skal udarbejdes for den offentlige indsats efter jordforureningslovens § 18 kunne være omfattet af SMV-direktivet, således at der ikke alene er krav om at høre offentligheden, men også at screene, om en miljøvurdering er nødvendig.

For det andet tyder EF-domstolens dom i sag C-365/97, *Kommissionen mod Italien* på, at myndighederne efter affaldsdirektivet er forpligtet til at fjerne affald deponeret uden tilladelse efter 1977. Faktum i C-365/97 var, at der i en længere periode var deponeret affald i en råstofgrav, der ikke var godkendt som deponeringsanlæg. Den italienske stat, der havde standset deponeringen og indledt straffesag mod den ansvarlige, blev ikke alene dømt for at have overtrådt affaldsdirektivets krav om, at bortskaffelse kræver tilladelse. Italien blev tillige dømt for, at overtræde affaldsdirektivets krav om, at affaldsindehaveren skal sikre, at affaldet tilgår et godkendt anlæg. Da det sidste forhold kun kan lovliggøres ved at fjerne det ulovligt deponerede affald, og da Grækenland i sag C-387/97 blev idømt tvangsbøder for ikke at opfylde en tilsvarende dom om et ulovligt affaldsdepot på Kreta, tyder dette på, at medlemsstaten efter affaldsdirektivet er forpligtet til at fjerne ulovlige affaldsdepoter etableret efter affaldsdirektivet skulle være implementeret i

31. Se Miljøministeriets rapport, »En effektiv affaldssektor«, 2004.
32. FT 1998-99, A, side 4324.
33. Se hertil nærmere *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 386 f.

1977.[34] Er denne antagelse korrekt, kan det i nogle tilfælde udvide amternes pligt til oprydning efter jordforureningslovens kapitel 3.

For det tredje er EF-domstolen i sag C-1/03, *Walle* om opdagelse af forureningsudslip fra benzinstation kommet med en overraskende dom om fortolkning af affaldsdefinitionen. Ikke alene fandt EF-domstolen, at opgravet forurenet jord skal anses som affald. Også det først senere opdagede udslip af olie fra utæt olietank og det forurenede areal skulle ifølge EF-domstolen anses som affald. Dommen forekommer tvivlsom, da den indebærer, at fast ejendom kan være affald, og at udslip af forurenende stoffer skal anses som affald omfattet af EU's affaldsregler.[35] Lægges dommen til grund, vil såvel udslip fra olietanke som forurenede arealer under jordforureningsloven skulle anses som affald. Kombineret med dommen i C-365/97 skulle det betyde, at myndighederne er forpligtet til at fjerne alle jordforureninger. Men som sagt er dommens præjudice tvivlsom, og foreløbig har de danske miljømyndigheder valgt at se bort fra dommen.

Den fjerde modifikation af jordforureningsloven er miljøansvarsdirektivet (direktiv 2004/35 om miljøansvar for så vidt angår forebyggelse og afhjælpning af miljøskader). Som forventet omfatter miljøansvarsdirektivet jordforureninger, eller med direktivets terminologi: »skade på jord«, der i artikel 2(1)(c) er defineret som:

»En jordforurening, der medfører en betydelig risiko for, at menneskers sundhed påvirkes negativt som følge af direkte eller indirekte tilførsel af stoffer, præparater, organismer eller mikroorganismer til jord eller undergrund.«

Begrebet »skade på jord« er dermed tillagt et noget snævrer indhold end definitionen af jordforurening i jordforureningslovens § 2, stk. 1. Efter denne bestemmelse er jordforurening således defineret som »jord, der pga. menneskelig påvirkning kan have skadelig virkning på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt«. Til forskel fra jfl § 2, stk. 1, omfatter miljøansvarsdirektivets definition af »skade på jord« ikke risiko for grundvandsforurening eller skade på miljøet i øvrigt. Disse forhold er i stedet dækket af begreberne »skade på vand« og »skade på beskyttede arter og naturtyper«. Hertil kommer, at tærsklen for »skade på jorden« efter miljøansvarsdirektivet er højere end efter jordforureningsloven, da der ikke efter jfl § 2, stk. 1, er krav om betydelig risiko for sundhedsskader. Forskellen har tillige betydning for, hvad der kræves ryddet op. Efter miljøansvarsdirektivet skal forureneren iværksæt-

34. Se hertil *Krämer:* Casebook, 2002, p. 341 om C-365/97 og p. 391 om C-387/97.
35. Om dommen se tillige *Pagh:* Lov & Ret, 2004, nr. 7, p. 29.

te de foranstaltninger, der er nødvendige af hensyn til den nuværende og fremtidige arealanvendelse, mens der efter jfl § 41 skal ryddes op efter et genopretningsprincip. I lyset af U 2005.2923 H er det dog usikkert, om der på dette punkt er nogen større forskel.[36]

En mere principiel forskel mellem direktivet og jordforureningsloven er, at efter miljøansvarsdirektivet *skal* miljømyndigheden påbyde forureneren oprydning i det i direktivet krævede omfang, når der foreligger »en skade på jorden«. Efter jfl § 41 er det alene en »kan-beføjelse«. Selv om »kan-beføjelser« ikke stiller miljømyndigheden frit, er der dog den afgørende forskel, at ikke alene berørte tredjemænd, men også miljøorganisationer efter miljøansvarsdirektivet har krav på at kunne prøve, om myndigheden skal nedlægge påbud, og om påbuddet er tilstrækkeligt. Og denne prøvelse skal opfylde kravene i Århus-konventionens artikel 9(4), jf. nærmere i afsnit 8.2.

4.2.4 Naturbeskyttelsesloven

I relation til naturbeskyttelsesloven må især fremhæves betydningen af fuglebeskyttelsesdirektivet (direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle), habitatdirektivet (direktiv 92/43 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter) og CITES-forordningen (forordning 338/97 om beskyttelse af vilde dyr og planter ved kontrol af handelen hermed).

CITES-forordningen gennemfører Washington-konventionen om international handel med udryddelsestruede arter og er udformet under hensyn til det indre markeds afskaffelse af grænsekontrol. Med forordningen, der har retsvirkning som lov, er fastsat ensartede krav for indførsel af truede arter til Danmark og andre medlemsstater.[37]

For borgere og myndigheder er det primært fuglebeskyttelsesdirektivet og habitatdirektivet, som har betydning, da de to direktiver på flere måder indebærer en regulering af naturbeskyttelse, der adskiller sig fra, hvad der ellers kendes i dansk ret. For begge direktiver gælder, at der indføres en generel og speciel beskyttelsesordning.

Den specielle beskyttelsesordning efter fuglebeskyttelsesdirektivets artikel 4 består i, at medlemsstaterne er forpligtet til at udlægge særligt beskyttede områder for truede fuglearter (listet på direktivets bilag I) og for trækfugle – samlet betegnet SBO. Ved udpegning skal alene anvendes ornitologiske kriterier, idet EF-domstolen har afvist, at der kan inddrages samfundsøko-

36. For en kritik af de danske grænseværdier, se tillige *Moe:* UfR 2006B.152.
37. Det fremgår dog af dommen i sag C-519/99, *Xaviar Tridon*, at forordningen ikke er til hinder for nationale forbud mod kommerciel anvendelse af arter, der er opvokset i fangenskab, da forordningen ikke omfatter disse arter.

nomiske eller rekreative hensyn ved udpegning og afgrænsning af disse områder.[38] Det er således fuglenes behov, der bestemmer udpegningen. Den bredere samfundsmæssige afvejning, der danner grundlag for fredninger efter naturbeskyttelseslovens § 33, kan således ikke anvendes ved udpegning og afgrænsning af SBO'er. Beskyttelsen af udlagte SBO'er er omfattet af de samme regler, som gælder for de særligt beskyttede områder efter habitatdirektivets artikel 6(2)-(4), og har således været gældende siden 1994.

Udpegning af særligt beskyttede områder efter habitatdirektivet skal sikre et integreret europæisk netværk af beskyttede områder for truede arter og naturtyper (Natura 2000-områder) og sker efter en mere kompliceret procedure. Efter habitatdirektivets artikel 4(1) skal medlemsstaterne fremsætte forslag til Kommissionen om udlagte områder. Disse forslag skal baseres på kriterierne i habitatdirektivets bilag III, hvilket ifølge sag C-371/98, *First Corporate Shipping* udelukker, at der inddrages økonomiske hensyn.[39] Herefter tager Kommissionen stilling til, hvilke områder der skal udpeges og vedtager en liste, hvilket for Danmarks vedkommende skete i 2004. Der er dog fortsat diskussion med Kommissionen om enkelte områder. Udpegning og afgrænsning af Natura 2000-områder kan derfor bedst sammenlignes med de kriterier, der er for beskyttede naturtyper i naturbeskyttelseslovens § 3, men med den principielle forskel, at udpegningen skal ske ved en retsakt, der er bindende for enhver. I dansk ret er udpegningen sket ved bkg. 477/2004 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder, der i relation til selve udpegningen har karakter af et landsplandirektiv efter planlovens § 3. Efter miljømålslovens § 36 kan miljøministeren udpege og ændre udpegede områder uden de i direktiverne anførte kriterier herfor dog er anført i loven.

Når Kommissionens liste er vedtaget, indtræder den negative beskyttelse af området fastsat i habitatdirektivets artikel 6(2)-(4), jf. sag C-117/03, *Società Italiana Dragaggi*. Artikel 6(2) angiver den generelle beskyttelse mod negative virkninger på udpegede lokaliteter; artikel 6(3) angiver den specielle beskyttelse mod planer og projekter; og artikel 6(4) indeholder en hjemmel til i særlige tilfælde at fravige beskyttelsen efter artikel 6(3).

38. Se sag C-44/95, *Royal Protection of Wild Birds (Lappel Banks)*, hvor EF-domstolen afviste, at en mindre del af et SBO kunne reserveres for en havneudvidelse. I sag C-3/96, *Kommissionen mod Holland* blev det tilsvarende afvist, at udpegning kunne undlades på grund af udpegning af forholdsvis mange områder.
39. Se tillige sag C-209/04, *Kommissionen mod Østrig*, hvor EF-domstolen samlet afviste, at medlemsstaterne kan tage økonomiske, sociale og kulturelle hensyn ved udpegning af forslag til habitatområder.

Beskyttelsen efter artikel 6(2)-(4) adskiller sig fra fredninger ved, at retsvirkningerne ikke er begrænset til det udpegede område, idet beskyttelsen også gælder mod aktiviteter *uden for det udlagte område*, hvis aktiviteten kan have signifikante negative konsekvenser for det udpegede områdes gunstige bevaringsstatus, jf. sag C-98/03, *Kommissionen mod Tyskland.*

For det andet adskiller beskyttelsen efter artikel 6(2) sig fra beskyttelsen af naturtyper efter naturbeskyttelseslovens 3 ved også at forbyde *hidtidigt lovlige aktiviteter*, hvis disse kan have skadelig virkning på den udpegede lokalitet og dens beskyttede arter.[40] Beskyttelsen efter artikel 6(2) vil derfor i nogle tilfælde kræve erstatning efter grundlovens § 73.

For det tredje indfører artikel 6(3) en særlig procedure med *vurdering af virkning på gunstig bevaringsstatus med omvendt bevisbyrde* for, hvornår der kan gives tilladelse til projekter og planer, der kan påvirke en udpeget lokalitet. Til forskel fra naturbeskyttelseslovens §§ 50 g og 65 om dispensation fra fredninger og dispensation fra § 3-beskyttelsen kræver artikel 6(3) en forudgående vurdering af det ansøgtes virkning på lokalitetens gunstige bevaringsstatus, medmindre enhver påvirkning på forhånd kan udelukkes.

For det fjerde omfatter begrebet projekter ikke alene anlæg, men skal fortolkes i overensstemmelse med definitionen i VVM-direktivets artikel 1. »Projekter« omfatter derfor både anlægsaktiviteter og andre indgreb i det naturlige miljø, men uafhængigt af om aktiviteten fremgår af VVM-direktivets liste. Som konsekvens fastslog EF-domstolen i sag C-127/02, *Waddenzee* at fornyelse af tilladelse til muslingefiskeri i Vadehavet, der er udpeget som SBO, skal anses for et projekt i artikel 6(3)'s forstand.

For det femte er *beskyttelsen efter habitatdirektivets artikel 6 absolut* i den forstand, at tilladelse til det ansøgte kun må gives, hvis det med videnskabelig sikkerhed kan udelukkes, at det ansøgte har signifikant skadelig virkning på lokalitetens gunstige bevaringsstatus. Fravigelse af beskyttelsen kan efter artikel 6(4) kun ske af bydende nødvendige samfundshensyn og forudsætter tillige, at der ikke er alternativer, at der iværksættes kompenserende foranstaltninger, og at Kommissionen underrettes – og i visse tilfælde skal afgive en udtalelse. Den bredere afvejning af samfundsmæssige hensyn, der ellers foregår ved dispensationer efter naturbeskyttelseslovens §§ 50 og 65, kan således ikke anvendes, når det ansøgte kan påvirke et SBO- eller et Natura 2000-område.

40. Se sag C-117/00, *Kommissionen mod Irland* om indgreb i hidtidig lovlig fåregræsning i et SBO.

Endelig for det sjette er der til beskyttelsen knyttet den supplerende retsvirkning, at overtrædelse af beskyttelsen efter artikel 6 medfører tilbageholdelse af landbrugsstøtte, jf. den såkaldte krydsoverensstemmelsesforordning (1782/2003). En sådan retsfølge er ikke mulig at knytte til overtrædelse af de danske regler, da EU har enekompetence i relation til landbrugsstøtte.

Miljøministeriet antog tidligere, at beskyttelsen efter habitatdirektivets artikel 6 i alt væsentligt var indeholdt i den danske naturbeskyttelseslov.[41] Efter at en række domme fra EF-domstolen underkendte ministeriets udlægning[42] og med baggrund i Kommissionens fortolkningspapir fra 2000,[43] blev udgangen en ændring af naturbeskyttelsesloven og skovloven i 2004. Med ændringen blev der indført hjemmel til indgreb i bestående aktiviteter, til at kræve anmeldelse af aktiviteter som græsning, træplantning og gødskning og til at kræve aktive plejeforanstaltninger. Samtidig blev der i naturbeskyttelseslovens § 19 g indført en erstatningsregel, der giver den berørte ejer krav på fuld erstatning for de tab, som disse indgreb medfører. Efter lovændringen afsagde EF-domstolen imidlertid dom i sag C-127/02, *Waddenzee* og anlagde heri en endnu mere vidtgående fortolkning af beskyttelsen end forudsat med de seneste lovændringer. Samtidigt fastslog EF-domstolen, at artikel 6(3) har direkte effekt og kan påberåbes af miljøorganisationer uanset mangler i den nationale gennemførelse. Dommen har sat sig tydelige spor i Naturklagenævnets praksis som det bl.a. fremgår af. MAD 2005.965 om udvidelse af husdyrbrug, hvor nævnet dog synes at sammenblande VVM-reglerne med kravet om vurdering virkning på gunstig bevaringsstatus efter habitatdirektivet. Dommen i sag C-127/02 betød tillige, at Miljøklagenævnet i MAD 2004.1538 om tilladelse til dambrug valgte at anvende habitatdirektivets artikel 6(3) direkte.

Baggrunden for C-127/02, *Waddenzee* var, at en hollandsk fisker rutinemæssigt havde fået fornyet tilladelse til fiskeri af hjertemuslinger i Vadehavet, der er udpeget som fuglebeskyttelsesområde. To hollandske miljøorganisationer anlagde herefter sag mod myndighederne med påstand om, at tilladelsen var i modstrid med beskyttelsen efter habitatdirektivets artikel 6(2) og 6(3), da fiskeriet medførte skade på bundfaunaen i Vadehavet og dermed gjorde indgreb i fuglenes forråd af føde. Efter at have afvist at artikel 6(2) og 6(3)

41. Se diskussion mellem *Pagh* og *Koester* i UfR 1997B.511, UfR 1998B.75, UfR 1998B. 182 og UfR 1998B.345.
42. Fra praksis kan nævnes: Sag C-256/98, *Kommissionen mod Frankrig:* begrebet »projekt« skal fortolkes efter definitionen i VVM-direktivets artikel 1 som omfattende etablering af anlæg og andre indgreb i det naturlige miljø. Sag C-374/98, *Kommissionen mod Frankrig:* manglende udpegning af Basses Corbières som fuglebeskyttelsesområde betød, at området ikke var beskyttet efter habitatdirektivets artikel 6, men efter den endnu mere vidtgående beskyttelse i fuglebeskyttelsesdirektivets artikel 4(4), som udelukker indgreb af økonomiske hensyn. Sag C-143/02, *Kommissionen mod Italien:* italiensk lovgivning udlagde begrebet »projekter« i artikel 6(3) for snævert og forpligtede ikke myndighederne til at sikre den i artikel 6 krævede beskyttelse. Sag C-209/02, *Kommissionen mod Østrig:* i strid med direktivet at meddele tilladelse til golfbane trods en vurdering af mulige negative virkninger på et fuglebeskyttelsesområde.
43. Kommissionens fortolkning af habitatdirektivets artikel 6: www.europa.eu.int/comm./environment/nature.

kunne finde anvendelse samtidigt, fastslog EF-domstolen, at en årlig fornyelse af tilladelse til muslingefiskeri er et *»projekt«* i artikel 6(3)'s forstand. Sådanne tilladelser kræver forudgående vurdering efter artikel 6(3), medmindre det på forhånd helt kan udelukkes, at projektet alene eller sammen med andre aktiviteter kan påvirke bevaringsmålsætningen for lokaliteten. Kan en sådan påvirkning ikke helt udelukkes, skal der gennemføres en vurdering af alle aspekter af projektet, som kan påvirke den udpegede lokalitet. Vurderingen skal tage hensyn til kumulative effekter og virkningen skal bedømmes på grundlag af »den bedste videnskabelige viden på området«. Tilladelse kan kun meddeles, hvis denne vurdering viser, der ikke ud fra et videnskabeligt synspunkt er usikkerhed om projektets skadelige virkning på bevaringsmålsætningen for lokaliteten. Ønsker myndigheden alligevel at give tilladelse, kan det kun ske efter den særlige undtagelse i habitatdirektivets artikel 6(4). Afslutningsvis fastslog EF-domstolen, at denne beskyttelse efter habitatdirektivets artikel 6(3) har direkte effekt og »kan påberåbes at de berørte personer« i alle de tilfælde, hvor myndighederne har meddelt tilladelse til projekter, selvom der foreligger uvished om projektets skadelige virkninger.

Den vidtgående beskyttelse af særligt udpegede naturområder suppleres i fuglebeskyttelsesdirektivet og habitatdirektivet af en generel beskyttelse af vilde fugles og truede arters levesteder. Også denne beskyttelse adskiller sig fra, hvad der kendes i dansk ret, ved at kræve indgreb mod ellers lovlig anvendelse af den faste ejendom. Selv om beskyttelsen kan fraviges af hensyn til f.eks. den offentlige sundhed, kræver en sådan fravigelse, at der i medlemsstaterne er etableret de fornødne kontrolordninger. Reglerne betyder, at de beskyttede arter ikke kun er beskyttet inden for de udlagte områder, men tillige er beskyttet på de områder, de så at sige selv vælger. Der er enighed om, at disse regler ikke er gennemført i dansk ret. EF-domstolens praksis tyder på, at reglerne har direkte effekt, men foreløbig savnes en klar dom om dette spørgsmål. I alle tilfælde rejser også den generelle beskyttelse af arter ekspropriationsretlige problemer.[44]

Med miljøansvarsdirektivet er EU's generelle forebyggende beskyttelse af truede arter yderligere tilføjet den retsfølge, at skade på trækfugle og beskyttede arter medfører krav om, at skadevolder skal genoprette skaden eller betale udgiften hertil. For de i miljøansvarsdirektivet listede aktiviteter, er ansvaret objektivt, og for andre erhvervsmæssige aktiviteter er der tale om et culpaansvar.[45]

Ved siden af de nævnte EU-regler påvirkes administrationen af naturbeskyttelsesloven af andre EU-regler. F.eks. vil gennemførelse af større projekter for naturgenopretning med ændring af vandløb være omfattet af VVM-direktivet.

44. Se *Pagh:* UfR 2005B.25.
45. Se *Pagh:* Juristen, 2005, p. 10.

4.2.5 Råstofloven

Mens EU i relation til naturbeskyttelse griber vidtgående ind i højhedsretten,[46] er det i relation til indvinding af råstoffer fortsat medlemsstaterne, der bestemmer, om der skal ske indvinding. EU-reglerne påvirker dog rammerne for, hvornår der kan meddeles tilladelse. Dels følger det af VVM-direktivet, at der skal ske VVM-screening forud for meddelelse og fornyelse af råstoftilladelser. Dels indebærer EU's naturbeskyttelse en afskæring af afvejningen.[47]

Herudover indebærer EU-rettens forbud mod handelshindringer, at det ikke er muligt at gøre tilladelser til råstofindvinding betinget af, at råstofferne benyttes i Danmark. Er der først givet tilladelse til en råstofindvinding, kan råstofferne ikke reserveres for aktiviteter i Danmark, medmindre tilladelsen er knyttet til et bestemt større projekt, som det f.eks. er tilfældet med større brobyggeri. Dette gør det vanskeligt at anvende råstofhusholdningsprincippet i råstoflovens § 3, der alene sigter på den langsigtede *danske* råstofforsyning.[48] Især i relation til råstofindvinding på havet har dette givet problemer, hvilket afspejles i den historiske udvikling af reglerne om råstofindvinding på havet.

Frem til råstofloven i 1972 var råstofindvinding på havet undergivet princippet om fri bemægtigelse, hvorefter enhver kunne hente råstoffer på havbunden, men dog i 1971 suppleret af et eksportforbud. Da det var umuligt at opretholde eksportforbuddet ved indtræden i EU, nedsatte statsministeren det såkaldte Strømudvalg (opkaldt efter udvalgets formand). Udvalget skulle bl.a. overveje en kommende råstoflovgivning, som kunne hindre udenlandsk overtagelse af udnyttelsen af danske ressourcer uden at komme i konflikt med EU-retten. Blandt udvalgets forslag var en tilladelsesordning, der formelt fremstod som tilladelse til råstofindvinding på havet, men reelt havde karakter af en tilladelse til de hidtidige indvindingsfartøjer, idet man antog, at indgreb i de hidtidige råstofindvinderes indvinding af råstoffer på søterritoriet måtte anses som ekspropriativt. Samtidig foreslog udvalget krav om tilladelse

46. Med »højhedsretten« menes i denne sammenhæng, at det efter den almindelige folkeret er overladt til staterne at bestemme, i hvilket omfang vilde dyr og planter skal beskyttes henholdsvis udnyttes. Som det er fremgået af det foregående afsnit, har EU i betydeligt omfang tiltaget sig denne kompetence.
47. Se *Kopp:* Råstofindvinding på land – retlige krav til skønsudøvelsen, 2004, p. 154 f og. 424 (om VVM) og p. 361 ff (om fuglebeskyttelses- og habitatområder).
48. Om råstofhusholdningsprincippet, se tillige *Basse og Anker:* Miljøretten, bd. 1, 2006, p. 136, hvor princippet sidestilles med energihusholdningsprincippet. Dette må bero på en misforståelse, for mens EU-retten anerkender medlemsstaternes ret til at favorisere egen energiforsyning, jf. sag 72/83, *Campus Oil*, gælder dette ikke råstofforsyningen i øvrigt.

til udlosning af råstoffer fra danske havne. De nævnte forslag blev gennemført med råstofloven fra 1972. Efter kritik fra Kommissionen blev det indirekte forbud mod udlosning af råstoffer fra danske havne fjernet i råstofloven af 1977.[49] Men 1977-loven opretholdt systemet med tilladelse til indvindingsfartøjer og en i motiverne forudsat begrænsning af den samlede tonage for indvindingsfartøjerne, der reelt hindrede udenlandske råstofindvindere på det danske søterritorium og skulle tilgodese de mindre danske råstofindvindere.

Systemet blev videreført med råstofloven fra 1992 som de såkaldte § 19-tilladelser, hvorefter princippet om fri bemægtigelse af råstoffer på søterritoriet blev opretholdt for alle de råstofindvindere, der havde en § 19-tilladelse, men med mulighed for, at miljøministeren kunne begrænse indvinding i bestemte områder, ligesom miljøministeren kunne meddele eneretstilladelser til større indvindinger. I 1995 blev der indført krav om VVM for de større eneretsindvindinger, idet ministeriet (fejlagtigt) antog, at VVM ikke var nødvendig ved tilladelse til mindre indvindinger. Efter pres fra EU blev det klart, at systemet ikke kunne opretholdes, da det var i konflikt med VVM-reglerne. På denne baggrund ændrede Folketinget i 1996 råstofloven. Ændringens principielle karakter understreges af følgende uddrag fra motiverne:

»Råstofindvindingen på havet er i dag reguleret således, at alle fartøjer, der er godkendt til råstofindvinding, som udgangspunkt kan indvinde overalt på havet, hvor der ikke er udstedt et direkte forbud herimod. Der foreslås nu indført et tilladelsessystem, der bygger på det princip, at ingen indvinding kan foretages, uden at der først er indhentet en tilladelse gældende til et geografisk afgrænset og miljøvurderet område.«[50]

At ændringen skete under stærkt pres fra EU, fremgår af miljøministerens udtalelse under Folketingets debat, hvor det bl.a. blev anført:

»Hvis vi ikke gennemfører dette forslag [...] er jeg bange for, at vi kommer i en uholdbar situation i lyset af det pres, vi kan blive udsat for, også i forbindelse med EU's regler, som jo kan føre til, at det hidtidige danske system simpelthen bliver underkendt. Derfor er det både gode [...] naturbeskyttelsesinteresser og erhvervsmæssige interesser, der står på spil her, og jeg advarer erhvervet mod alt for kortsigtede synspunkter.«[51]

49. Se FT 1976-77, A, sp. 2551.
50. De samlede forarbejder til ændringen af råstofloven i 1996 er publiceret i Miljøministeriets udgivelse fra 1996: »Ændring af Råstofloven, Lov nr. 484 af 12. juni 1996«. Citatet er fra side 51.
51. Folketingets Forhandlinger 1995-96, s. 3093.

Resultatet blev, at der i råstoflovens § 20 blev indført krav om tilladelse med miljøvurdering i de enkelte områder, men således at der blev indført en 10-årig overgangsordning, hvor de daværende råstofindvindere kunne fortsætte råstofindvinding uden § 20 tilladelse i de hidtidige indvindingsområder.

4.2.6 Andre miljølove

I forhold til de miljølove, der omtales i Lærebog for miljøret kapitel 13, skal der kun gøres enkelte bemærkninger om EU-rettens indflydelse. I relation til skovloven er det fundet tilstrækkeligt at henvise til de ovenfor anførte bemærkninger til naturbeskyttelsesloven.

4.2.6.1 Kemikalieloven

I relation til kemikalieloven kan det generelt bemærkes, at den helt overvejende del af kemikalieloven er en direkte følge af udtømmende EU-harmonisering. Kemikalielovens regler om anmeldelse, klassificering, mærkning og emballering har alene karakter af gennemførelse af den udtømmende harmonisering af disse spørgsmål, som EU har fastsat med direktiv 67/548 om klassificering, emballering og etikettering af farlige stoffer.[52] Tilsvarende er reglerne for markedsføring af kosmetiske produkter udtømmende harmoniseret af direktiv 76/768 om kosmetiske produkter. I forhold til restriktioner for salg og anvendelse af industrikemikalier har EU under direktiv 76/769 om begrænsning af markedsføring og anvendelse af visse farlige stoffer og præparater udtømmende harmonisereret salg og anvendelse af en række stoffer, ligesom EU med forordning om ozonlagsnedbrydende stoffer har reguleret udfasning af disse stoffer. For det meste af kemikaliereguleringen gælder, at Danmark kun kan vedtage restriktioner, der afviger fra EU, hvis Kommissionen giver godkendelse hertil på grundlag af den såkaldte miljøgaranti i TEF artikel 95(4)-(6).[53] Bemyndigelserne til at vedtage restriktioner for salg og anvendelse af kemikalier efter kemikalielovens kapitel 6 anvendes derfor i alt væsentligt kun til at gennemføre EU-lovgivning og efterlader ikke meget spillerum til miljøministeren.

I relation til godkendelse og vilkår for markedsføring af bekæmpelsesmidler efter kemikalielovens kapitel 7 er der tilsvarende vedtaget udtømmende EU-harmonisering med direktiv 91/414 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler og direktiv 98/8 om markedsføring af biocidholdige produkter. Og-

52. Om det nærmere indhold i disse regler, se *Pagh:* Miljøretten bd. V, 2001, p. 95 ff.
53. På grundlag af Miljøgarantien har Danmark fået godkendt enkelte forbud, men Kommissionens praksis er restriktiv og nye forbud, der afviger fra EU-regler afvises næsten undtagelsesvis. Se *Pagh:* Miljøretten, bd. 1, 2006, p. 258.

så her er det EU, der har fastsat reglerne – om end der i en overgangsperiode er et mindre spillerum for medlemsstaterne. Spillerummet er dog beskedent, som det fremgår af MAD 2005.116 ØLK om lovligheden af miljøministerens brug af den såkaldte forbudsprocedure til at forbyde bekæmpelsesmidler indeholdende aktivstoffet *esfenvalerat*, der ved direktiv 2000/80 blev optaget på plantebeskyttelsesdirektivets positivliste over aktivstoffer, som må anvendes i plantebeskyttelsesmidler. I kendelsen udtalte landsretten, at forbuddet ikke alene var i modstrid med EU-retten, men et så retsstridigt indgreb, at der forelå det fornødne ansvarsgrundlag for, at ministeren kan ifalde erstatningsansvar.[54]

4.2.6.2 Vandløbslov og okkerlov

For både vandløbsloven og okkerloven gælder, at den nærmere administration af disse regler allerede i dag skal ske på grundlag af EU's ældre vanddirektiver, ligesom der i en række tilfælde er krav om, at der skal gennemføres miljøvurdering efter VVM-direktivet forud for meddelelse af tilladelse. Herudover vil de i vandløbslovens § 61 forudsatte planer for vedligeholdelsesarbejder i nogle tilfælde være omfattet SMV-direktivet og den danske SMV-lov. Med miljømålslovens gennemførelse af vandrammedirektivet (2000/60) vil bestemmelserne om vedligeholdelse og restaurering af vandløb i vandløbslovens kapitel 7 og 8 i realiteten blive udfyldt under miljømålsloven.

4.2.6.3 Vandforsyningsloven

Vandforsyningslovens regler om kvalitet af drikkevand er en gennemførelse af EU's direktiv 98/83 om kvalitet af drikkevand, idet Danmark dog på enkelte parametre har valgt strengere regler. Tilsvarende er reglerne for, hvordan myndighederne skal reagere i tilfælde af overskridelse af drikkevandskvalitetskravene fastsat i drikkevandsdirektivet. Vedtagelse af planer for vandforsyning efter vandforsyningslovens kapitel 3 og planer for etablering af vandforsyningsanlæg efter lovens kapitel 6 er omfattet af SMV-direktivets krav om forudgående miljøvurdering og offentlig høring. Hertil kommer, at der for større vandindvindinger er krav om, at miljøvurdering efter VVM-direktivet. Endelig vil gennemførelsen af vandrammedirektivet få indflydelse på den kommende administration af vandforsyningsloven.

54. Om kendelsen se tillige *Pagh:* TfM 2005, p. 387. Om samspillet mellem EU-regulering og dansk regulering af bekæmpelsesmidler, se *Pagh:* Miljøretten bd. V, 2001, p.139 ff.

4.2.6.4 Havmiljøloven

Havmiljølovens område er den havbaserede forurening. Selv om beskyttelse af havmiljøet hører til de klassiske grænseoverskridende forureningsproblemer, har EU vedtaget forholdsvis få regler angående den havbaserede forurening. Et af de få regelsæt er direktiv 2000/59 om modtagefaciliteter i havne til driftsaffald og lastrester fra skibe, der i dansk ret er gennemført ved bkg. 1003/2002 om modtagefaciliteter for affald fra skibe, om skibes aflevering af affald og havnes affaldsplaner. Herudover gælder de ovenfor omtalte regler om naturbeskyttelse og miljøvurdering også for havbaserede aktiviteter og har f.eks. stor betydning for, hvornår der kan meddeles klapningstilladelser efter havmiljølovens § 26.

EU-retten betydning for administrationen af havmiljøloven begrænser sig ikke til de direktiver og forordninger, som EU har vedtaget. EU har således tiltrådt både den oprindelige og den reviderede Helsinki-konvention om beskyttelse af havmiljøet i Østersøen, ligesom EU har tiltrådt konventionen om beskyttelse af havmiljøet i det nordøstlige Atlanterhav. Da EU's ratifikation indebærer, at de internationale konventioner bliver en del af den interne ret i medlemsstaternes retsorden, skal myndighederne ved administration af havmiljøloven sikre, at de ovennævnte konventioner respekteres fuldt ud – uanset om der savnes klart grundlag i dansk ret.

At den havbaserede forurening og ansvaret herfor hører under EU's overnationale kompetence fremgår af flere nyere beslutninger i Rådet – se Rådets beslutning 2002/762 om bemyndigelse af medlemsstaterne til i Fællesskabets interesse at undertegne og ratificere eller tiltræde den internationale konvention af 2001 om civilretligt ansvar for forureningsskader forårsaget af bunkerolie (bunkeroliekonventionen), Rådets beslutning 2002/246 om bemyndigelse af medlemsstaterne til i Det Europæiske Fællesskabs interesse at undertegne, ratificere eller tiltræde protokollen af 2003 til den internationale konvention om oprettelse af en international fond for erstatning af skader ved olieforurening 1992 samt Rådets afgørelse 2002/971 om bemyndigelse af medlemsstaterne til i Det Europæiske Fællesskabs interesse at ratificere eller tiltræde den internationale konvention af 1996 om ansvar og erstatning for skader opstået i forbindelse med søtransport af farlige og skadelige stoffer (HNS-konventionen). Når beslutningerne har karakter af bemyndigelse til medlemsstaterne, skyldes det, at de tre konventioner ikke åbner mulighed for, at EU kan tiltræde. Dette ændrer dog ikke ved, at EU anser ratifikation af de tre konventioner som sin kompetence. Om dette tillige betyder, at også disse tre konventioner skal anses som en del af den interne ret, er dog usikkert.

4.2.6.5 Genteknologiloven

Lov om miljø og genteknologi går oprindeligt tilbage til 1986. Med EU's direktiv 90/220 om udsætning i miljøet af genetisk modificerede organismer (GMO-direktivet) og direktiv 90/219 om indesluttet anvendelse af genetisk modificerede mikroorganismer (GMMO'er) var det i realiteten EU, der over-

tog kompetencen over dette område. Det oprindelige GMO-direktiv er siden afløst af direktiv 2001/18 og suppleret med regler om mærkning m.v.

GMO-direktivet indebærer ikke alene, at EU har fastsat kriterier for, hvornår genmodificerede organismer kan udsættes. GMO-direktivet indebærer yderligere, at der er fastsat en beslutningsprocedure og kompetencefordeling, der betyder, at Danmark hverken alene kan tillade eller forhindre udsætning af genmodificerede organismer i Danmark. Kun hvis Kommissionen på grundlag af miljøgarantien giver Danmark tilladelse til et forbud mod bestemte GMO'er, er et forbud muligt – og at dømme efter hidtidig praksis kan der ikke ventes accept fra Kommissionen.[55]

EU's udtømmende harmonisering af GMO-lovgivningen omfatter også mærkning, jf. sag C-132/03, *Ministero della Salute mod Codacons*, hvor EF-domstolen afviste, at medlemsstaterne kan stille supplerende krav om mærkning af GMO-holdige levnedsmidler til spædbørn.

4.2.7 Miljøafgifter

Som det fremgår af kapitel 8 i lærebog i miljøret, har Folketinget vedtaget en række miljøafgifter. EU-retten er ikke til hinder for disse afgifter, men har dog på forskellig vis indflydelse på, hvordan afgifterne kan udformes. Forbuddet mod diskriminerende afgifter i TEF artikel 90 forhindrer, at afgiften udformes på en måde, der indirekte diskriminerer.[56] Men hertil kommer, at traktatens forbud mod told mellem medlemsstaterne hindrer, at der pålægges afgift ved grænsepassage. I sag C-389/00, *Kommissionen mod Tyskland* førte det til, at EF-domstolen underkendte en tysk ordning, hvorefter affaldseksportører skulle indbetale bidrag til solidaritetsfond, der dækkede den tyske stats udgifter til tilbagetagning af affald.

55. Senest har Retten i Første Instans i de forenede sager T-366/03 og T-235/04, *Land Oberösterreich mod Kommissionen*, afvist at underkende Kommissionens beslutning 2003/653, hvori Kommissionen gav afslag på et forbud mod GMO'er i en østrigsk delstat.
56. Se sag C-159/94, *Kommissionen mod Grækenland*, hvor EF-domstolen fastslog, at hensynet til at få gamle, farlige og forurenende biler taget ud af brug ikke fritog en medlemsstat for at overholde forbuddet mod afgiftsdiskrimination i TEF artikel 90, hvilket ikke kunne ændres ved tilslutning til en græsk ordning i en Rådserklæring. Se tillige sag C-205/98, *Kommissionen mod Østrig*, hvor Østrigs forhøjelse af vejafgift for Brenner-motorvejen blev anset som en ulovlig forskelsbehandling i strid med direktiv 93/89 om opkrævning af afgifter på køretøjer til godstransport samt af vejafgifter og brugsafgifter for benyttelse af visse infrastrukturer og i modstrid med samme direktivs krav om, at vejafgifterne ikke må overstige omkostningerne.

Hvis dele af provenuet fra en miljøafgift går til at fremme miljøgavnlige aktiviteter i dansk industri eller landbrug, vil afgiften skulle anses som statsstøtte, der er anmeldelsespligtig efter TEF artikel 88(3).[57]

I forhold til de politiske overvejelser om at anvende afgifter frem for offentligretlige regler, viser sag C-322/00, *Kommissionen mod Holland*, at det ikke er muligt at opfylde nitratdirektivets krav med afgifter på for meget tilført gødning. Samme begrænsninger må formentlig gælde for opfyldelse af EU's øvrige miljøkrav.

4.2.8 Miljøgebyrer

Miljøgebyrer i form af affaldsgebyrer og spildevandsgebyrer tjener som nævnt i kapitel 9 i lærebog i miljøret til at få brugeren af de pågældende ydelser til at betale udgiften og kan i relation til spildevand og affald tillige ses som udtryk for forureneren betaler-princippet.

Dette er ikke blot i overensstemmelse med EU-retten, men må i relation til virksomheder anses som et direkte krav, idet der i modsat fald var tale om ulovlig statsstøtte. Til illustration kan nævnes sag C-126/01, *GEMO*, hvor en fransk ordning med vederlagsfri indsamling af slagteaffald og døde dyr finansieret ved afgift på kødprodukter blev anset som anmeldelsespligtig statsstøtte. Da ordningen ikke var anmeldt til Kommissionen, var den tildelte økonomiske fordel ulovlig og kunne af konkurrenter kræves tilbagebetalt.

Det følger videre af sag C-174/02, *Streekgewest Westelijk Noord-Brabant*, at det ligeledes må anses som ulovlig statsstøtte, hvis gebyret fordeles på en måde, der giver anledning til krydssubsidiering. Mere konkret viser dommen, at kommunerne ikke må anvende gebyr for virksomhedernes affaldsdeponering og -forbrænding til at iværksætte genanvendelsesaktiviteter.

I relation til elektronikskrot er der med WEEE-direktivet indført særlige regler, som forbyder medlemsstaterne at påligne slutbrugere af elektriske og elektroniske produkter udgifterne til indsamling og behandling af dette affald. Medlemsstaterne er i stedet forpligtet til at udforme gebyrreglerne således, at udgifterne pålægges de oprindelige producenter.

57. Se f.eks. sag C-159/02, *Holland mod Kommissionen*, hvor en hollandsk fritagelse af drivhuse for at betale gødningsafgift blev anset som ulovlig statsstøtte. Se tillige sag C-174/02, *Streekgewest Westelijk Noord-Brabant*, hvor EF-domstolen fastslog, at affaldsafgifter, der samtidigt udgør led i en støtteordning til genanvendelse i form af bestemte afgiftsfritagelser, er anmeldelsespligtig som statsstøtte efter TEF artikel 88(3).

4.2.9 Miljøerstatningsloven

Miljøerstatningsloven er, som det fremgår af kapitel 10 i Lærebog i miljøret, en privatretlig erstatningslov og er som sådan ikke berørt af EU's nye miljøansvarsdirektiv, der alene har karakter af et offentligt betinget ansvar på linje med jordforureningslovens § 41. På ét punkt kan direktivet dog få betydning, idet miljøansvarsdirektivet kræver, at der fremover også skal gøres ansvar gældende for udgifter til genopretning af skade på beskyttede arter. En sådan udvidelse af det erstatningsretlige værn fremgår ikke af miljøerstatningsloven, men kan muligvis indfortolkes.[58]

4.3 EU-rettens betydning for miljømyndighedernes sagsbehandling

EU-rettens indflydelse standser ikke ved, hvilke miljøkrav der skal stilles. Også i forhold til myndighedernes tilrettelæggelse af tilsyn og sagsbehandling samt i relation til hjemmelsovervejelser for de enkelte afgørelser har EU-retten betydning.

Helt overordnet kommer denne betydning til udtryk ved, at myndighedernes adgang til at stille miljøkrav ikke alene er en *beføjelse*, men også en *forpligtelse* for de lokale og centrale danske myndigheder. Når EU har vedtaget regler for miljøbeskyttelse, er det jo netop udtryk for, at EU har fundet, at de regulerede forhold ikke kan overlades til medlemsstaternes nationale eller lokale myndigheder. Selv om det samme i princippet gør sig gældende for miljøkrav, der kan ankes med fuld prøvelse til Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet, er der dog forskel. Typisk er de danske miljøregler i relation til påbudsadgang udformet som »kan-beføjelser«, der overlader det til den lokale myndighed, om der skal meddeles påbud, mens EU-reglerne forpligter myndighederne hertil, når det i direktivet anførte retsfaktum foreligger.

EU-rettens betydning for de danske miljømyndigheders sagsbehandling standser ikke ved dette overordnede paradigme. Da mange af miljømyndighedernes afgørelser har karakter af gennemførelse af EU's miljøregler, betyder det, at disse afgørelser er undergivet EU's almindelige forvaltningsret. Hertil kommer, at EU netop på miljøområdet i betydelig udstrækning har vedtaget specielle forvaltningsretlige regler om f.eks. miljøvurdering forud for høring, der ligeledes skal følges af de lokale miljømyndigheder, når de

58. Se *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 426 f – men anderledes *Basse, Tønnesen og Wiisbye:* Kommenteret miljøerstatningslov, 1995, p. 31.

træffer afgørelser vedrørende de pågældende EU-regler – også selv om afgørelsen i øvrigt måtte basere sig på den nationale gennemførelse af de pågældende EU-regler. I det følgende gives en kortfattet belysning af først de generelle fællesskabsretlige forvaltningsregler og herefter en omtale af de specielle forvaltningsregler, der er fundet særligt relevante.

4.3.1 Betydningen af EU's almindelige forvaltningsret for sagsbehandlingen

Når det er muligt at tale om EU's almindelige forvaltningsret, beror det primært på tre forhold. For det første træffer EU's institutioner på en række områder forvaltningsretlige afgørelser, hvis prøvelse ved EF-domstolen har nødvendiggjort, at der er udviklet en almindelig fællesskabsretlig forvaltningsret. Heri har EF-domstolen taget stilling til, hvilke mindstekrav der stilles til sagsbehandling, samt principper for fortolkning af bemyndigelser. For det andet har EF-domstolen i en række sager om bl.a. tekniske handelshindringer været nødt til at tage stilling til forskellige indsigelser mod en medlemsstats sagsbehandling. Endelig for det tredje fremgår det af EF-domstolens faste praksis, at både traktaten og de sekundære regler i form af direktiver, forordninger og indgåede traktater er direkte bindende for myndighederne. Som konsekvens af det sidste, skal de lokale og centrale nationale myndigheder overholde EU's almindelige forvaltningsret, når der træffes afgørelser vedrørende EU's miljøregler.[59]

Når det gælder kravet til sagens oplysning, svarer kravene efter EU's almindelige forvaltningsret til dansk ret: det påhviler myndigheden at oplyse sagen tilstrækkelig (også betegnet officialmaksimen), medmindre andet følger af specielle regler. Sådanne specielle regler gælder for f.eks. godkendelse af aktivstoffer under direktiv 91/414 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler, hvor det påhviler producenten at belyse mulige skadelige virkninger, ligesom det efter VVM-direktivet er ansøgeren – og ikke myndigheden – der har ansvaret for at gennemføre den fornødne miljøvurdering.

På linje med dansk ret gælder der et princip om, at afgørelser skal træffes inden for rimelig tid, men med adgang for myndigheden til sagligt at prioritere ressourcerne. Også dette er dog i visse tilfældet fraveget af specielle regler, som f.eks. fristen til at besvare begæringer om aktindsigt efter direktiv 2003/4

59. For en mere indgående belysning af EU's forvaltningsrets indflydelse på dansk forvaltningsret henvises til *Fengers* disputats, Forvaltning og Fællesskab – om EU-rettens betydning for den almindelige forvaltningsret: konfrontation og frugtbar sameksistens, 2004. En mere kortfattet fremstilling af emnet er givet i *Fenger:* Introduktion til Fællesskabsrettens påvirkning af dansk forvaltningsret, 2005 (3.udg).

om offentlighedens adgang til miljøinformationer eller fristen for indsigelser mod eksport af affald efter forordning 259/93 om overførsel af affald.[60]

Som i dansk forvaltningsret gælder i EU-retten det kontradiktoriske princip, hvorefter sagens parter skal have lejlighed til at udtale sig om væsentlige for parten ugunstige faktiske oplysninger eller indgribende afgørelser, før der træffes en afgørelse. Der er dog den mindre forskel, at partshøringskravet efter forvaltningslovens formentlig er mere vidtgående end efter EU-retten.[61] Men da EU-retten alene sætter minimumskrav, begrænser EU-retten ikke myndighedernes pligt til at overholde de danske regler om partshøring, der tillige gælder for klagenævn. Den eneste reelle betydning af EU-retten er i forhold til kemikalielovens § 35 e, der udtrykkeligt fraviger kravet om partshøring i forvaltningslovens § 19, når det gælder forbud mod bekæmpelsesmidler. Problemet er, at markedsføring og anvendelse af bekæmpelsesmidler er udtømmende harmoniseret af to direktiver, hvorfor kemikalielovens § 35 e formentlig må anses som ugyldig. Dette ændres ikke af, at medlemsstaterne i en overgangsperiode ikke for alle aktivstoffer er bundet af direktivet, da denne fravigelse i sig selv er en følge af EU-regler. De i forvaltningslovens § 24 fastsatte krav til begrundelse af afgørelser gælder tilsvarende efter EU-retten.[62]

Med hensyn til retsvirkningen af overtrædelse af forvaltningsreglerne kan der på enkelte områder spores forskelle mellem EU's almindelige forvaltningsret og dansk forvaltningsret. Når det gælder EU's institutioners manglende overholdelse af pligtmæssig høring af andre EU-myndigheder, tyder EF-domstolens praksis på, at sådanne mangler som udgangspunkt medfører ugyldighed, hvis der til høringen er knyttet særlige procedurer. EF-domstolen har ikke hidtil taget stilling til, om denne praksis også kan overføres på de tilfælde, hvor en national myndighed efter EU-regler er forpligtet til at høre en anden national myndighed, men undladt dette. Det er dog nærliggende at slutte analogt.[63]

60. I sag C-215/04, *Marius Pedersen* har EF-domstolen fastslået, at retsvirkningen af manglende besvarelse af anmeldelse af overførsel af affald inden for den 30-dages frist, der er fastsat i forordning 259/93, er, at myndigheden afskæres fra at kræve yderligere oplysninger, uden der dog herved er taget stilling til mulige erstatningsmæssige konsekvenser for myndigheden.
61. *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 887.
62. Se *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 393 f, hvor Fenger imødegår *Bo Vesterdorfs* antagelse om, at der er konflikt mellem EU-retten og dansk ret i relation til begrundelsespligt.
63. Se *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 880, men med reservation for, at dom savnes.

I relation til de nationale myndigheders manglende partshøring forud for afgørelser vedrørende gennemførelse af EU-regler foreligger der ingen domme fra EF-domstolen. Den danske praksis er en konkret væsentlighedsvurdering. *Fenger* antager, at der ikke på dette punkt er nævneværdig forskel mellem EF-domstolens praksis ved manglende partshøring fra EU's institutioner og den danske praksis.[64]

Anderledes forholder det sig med begrundelsespligten. I sager om manglende samtidig begrundelse af EU-afgørelser er EF-domstolens faste praksis, at afgørelsen annulleres, mens manglende begrundelse af afgørelser efter dansk ret kun medfører ugyldighed ud fra en konkret væsentlighedsvurdering – idet der dog i enkelte nyere domme som U 1999.2125 Ø (om Advokatnævnets afgørelse) er anlagt en omvendt bevisbyrde. *Fenger* antager, at der i relation til begrundelsespligten ikke er grundlag for at overføre EF-domstolens praksis til de nationale myndigheders afgørelser. Antagelsen bygger på, at EF-domstolens praksis er udviklet for at sikre effektiv mulighed for domstolsprøvelse, og at den danske praksis er i overensstemmelse med EU-retten, hvis der anlægges omvendt bevisbyrde, men med forbehold for, at der savnes domme fra EF-domstolen.[65] Efterfølgende har EF-domstolen imidlertid i sag C-186/04, *Pierre Housieaux* taget stilling til retsvirkningen af manglende begrundelse fra de nationale myndigheder. Sagen angik manglende begrundelse for afslag på aktindsigt i miljøoplysninger efter det gamle direktiv 90/313 om fri adgang til miljøoplysninger (nu afløst af direktiv 2003/4) og overskridelse af direktivets frist for svar. I dommen fastslog EF-domstolen, at direktivets to måneders frist for svar er ufravigelig og skal begrundes inden for to måneder, samt at manglende begrundelse har ugyldighedsvirkning. Afgørelsen indebærer, at hvis der er en frist for afgørelsen, skal begrundelsen foreligge senest på dette tidspunkt, men stiller ikke krav om samtidighed mellem afgørelse og begrundelse.

4.3.2 EU-rettens betydning for kravet om lovhjemmel

Når det gælder forvaltningsrettens krav om lovhjemmel, har EU's almindelige forvaltningsret flere væsentlige betydninger. Det almindelige udgangspunkt i dansk ret er, at en afgørelse fra forvaltningen skal have hjemmel i lov, ligesom krav om, at der skal indhentes forudgående tilladelse kræver hjemmel i lov.

64. Se *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 887.
65. Se *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 888.

Dette udgangspunkt må imidlertid fraviges, hvis EU har vedtaget en forordning, der umiddelbart har gyldighed som lov. F.eks. følger det direkte af forordning 259/93 om overførsel af affald, artikel 3, at der forud for eksport af affald til bortskaffelse i en anden medlemsstat skal ske anmeldelse og indhentes tilladelse fra eksportstaten og importstatens kompetente myndigheder. Selv om forordninger er umiddelbart bindende som lov, vil de dog ikke i alle tilfælde udgøre det fornødne grundlag for myndighedens afgørelse. Igen kan som eksempel nævnes forordning 259/93 om overførsel af affald, der i artikel 27 stiller krav om økonomisk sikkerhedsstillelse forud for eksport af affald, men samtidigt kræver, at hver medlemsstat fastsætter nærmere regler for beregning af sikkerhedsstillelse. I dette tilfælde gælder et dobbelt hjemmelskrav i den forstand, at det konkrete krav til økonomisk sikkerhedsstillelse både skal have hjemmel i forordningen og i nationale regler. Som et andet eksempel på dobbelthjemmelskrav kan nævnes, at efter forordningen om overførsel af affald i artikel 7(4)(a) kan medlemsstaterne gøre begrundede indsigelser mod eksport af affald til nyttiggørelse, såfremt overførslen er i strid med nationale love. I dette tilfælde forudsættes både, at indsigelsen har hjemmel i forordningen og i en national lov.[66] Den korte forklaring er, at forordningens regler i de to sidste tilfælde er *middelbare*, hvorimod forordningens krav om anmeldelse er *umiddelbar*.

Når det gælder de mange miljødirektiver, stiller forholdet sig lidt anderledes. Har en medlemsstat ikke gennemført forbuddet mod udledning af visse farlige stoffer uden tilladelse i vandmiljøet, som krævet efter direktiv 76/464 om udledning af visse farlige stoffer i fællesskabets vandmiljø, kan forbuddet ikke håndhæves over for borgerne, jf. sag C-168/95, *Luciana Arcaro*. Men omvendt kan borgerne støtte ret på direktivets regler over for myndighederne, hvis direktivet giver borgerne rettigheder, jf. sag C-127/02, *Waddenzee* om tilladelse til muslingefiskeri i et fuglebeskyttelsesområde. Dette betegnes også direktivers vertikale direkte effekt. I forhold til myndighederne har miljødirektiver således direkte effekt og fortrænger modstridende national lovgivning, når det på grundlag af direktivets regler er muligt at fastslå retsstillingen i det konkrete tilfælde. Tidligere var praksis, at direktivers direkte effekt blev betinget af, at bestemmelsen var tilstrækkelig præcis og ubetinget. Dette gælder i princippet stadig, men EF-domstolen har i bl.a. sag C-435/97, *WWF mod Borzen* om VVM-direktivet fastslået, at også en vidtgående skønsbeføjelse har direkte effekt i den

66. At forordningen har selvstændig betydning, fremgår af sag C-277/02, *EU-Wood-Trading*, hvor EF-domstolen afviste, at denne specielle bestemmelse i forordningen gav eksportstatens myndigheder mulighed for at gøre indsigelser, fordi affaldsbehandlingen i importstatens var i modstrid med eksportstatens regler.

forstand, at myndighederne skal holde sig inden for det i direktivet hjemlede skøn, og de nationale domstole skal prøve, om dette er tilfældet.

Konsekvensen af den begrænsede direkte effekt er, at myndighederne ikke over for borgerne kan håndhæve de forbud, der er indeholdt i EU's miljødirektiver, medmindre forbuddet er gennemført i national ret. Derimod er myndighederne forpligtet til at håndhæve forbuddene over for offentlige virksomheder, som f.eks. kommunale affaldsbehandlings- og spildevandsanlæg, da den direkte effekt også gælder offentlige selskaber.

På miljøområdet har den begrænsede direkte effekt af miljødirektiver mindre betydning, da de fleste miljøkrav fastsættes efter ansøgning, fordi der i loven er krav om tilladelse, godkendelse eller dispensation. Da afgørelser på miljøområdet samtidig typisk involverer andre parter end adressaten, vil disse tredjeparter have krav på, at myndigheden anvender miljødirektivets regler, således at den lokale eller statslige myndighed skal se bort fra manglende nationale hjemmel til at stille bestemte krav ved behandling af ansøgningen. Dette gælder også, selv om direktivet herved indirekte pålægger borgerne pligter, som ikke har hjemmel i national ret.

Til illustration kan nævnes sag, C-201/02 *Wells*, hvor en nabo fik underkendt en fornyet tilladelse til råstofindvinding, fordi der ikke var gennemført VVM. Om denne indirekte horisontale effekt af direktivet udtalte EF-domstolen: »... *retssikkerhedsprincippet er til hinder for, at direktiver kan skabe forpligtelser for borgerne. Bestemmelser i et direktiv kan kun skabe rettigheder for borgerne. [...] Derimod kan blotte negative følgevirkninger for tredjemands rettigheder – selv hvis de klart kan fastslås – ikke begrunde, at en borger nægtes adgang til at påberåbe sig bestemmelser i et direktiv over for den berørte medlemsstat. [...] I hovedsagen er den berørte medlemsstats forpligtelse til at sikre, at de kompetente myndigheder foretager en vurdering af driften af stenbruddets [...] indvirkninger på miljøet, ikke direkte forbundet med gennemførelsen af en eller anden forpligtelse, der i henhold til direktiv 85/337 påhviler ejerne af dette stenbrud. Det forhold, at minedriftvirksomheden må ophøre, indtil resultaterne af denne vurdering foreligger, er ganske vist konsekvensen af den forsinkede gennemførelse af den nævnte medlemsstats forpligtelser. En sådan konsekvens kan imidlertid ikke, som Storbritannien har hævdet, kvalificeres som »omvendt direkte virkning« af bestemmelserne i det nævnte direktiv i forhold til ejerne af stenbruddet.*«

Konsekvensen af dommen, der er bekræftet i sag C-127/02, *Waddenzee*, er vidtgående. Dommene betyder, at i alle de tilfælde, hvor en lokal eller central myndighed skal træffe afgørelse efter ansøgning, skal myndigheden sikre, at der er fornøden hjemmel i de relevante EU-direktiver til at meddele tilladelse, ligesom myndigheden skal sikre, at de specielle krav til fremgangsmåde og vilkår, som måtte være indeholdt i EU-reglerne, er overholdt.

Selv hvor EU-reglerne er gennemført korrekt i national ret, kan de nationale myndigheder ikke fuldt ud forlade sig på den nationale forvaltningsret.

Den omstændighed, at f.eks. en miljøgodkendelse ikke alene skal opfylde nationale lovregler (mbl § 33), men tillige opfylde en EU-retlig bestemmelse (IPPC-direktivet), betyder, at der gælder et krav om dobbelt lovhjemmel. Myndigheden må således sikre, at afgørelsens nærmere indhold opfylder begge regelsæt, og tillige tage højde for, at der i relation til proportionalitetsprincip, berettiget forventning m.v. kan være mindre afvigelser mellem EU-retten og dansk forvaltningsret. *Fenger* fremhæver som eksempel på denne problemstilling, at EF-domstolen lægger stærkere vægt på kontekstfortolkning og mindre vægt på ordlydsfortolkning end det, som almindeligvis kendetegner dansk forvaltningsret.[67]

Som et andet ofte praktisk forekommende problem kan nævnes, at EU-direktiver typisk indeholder legaldefinitioner af begreber. I nogle tilfælde gengives disse definitioner ikke i den danske implementering, og i andre tilfælde har EF-domstolen fortolket disse definitioner på en måde, der afviger fra sædvanlig dansk forståelse. I begge tilfælde skal myndigheden sikre, at direktivets definitioner anvendes ved udfyldning af de nationale regler. Selv om miljødirektiver typisk hjemler mulighed for strengere regler, betyder dette ikke, at begrebsanvendelsen kan tillægges et andet indhold i dansk ret end fastsat af EU, da definitionen af begreber så at sige udgør målestokken for, hvad der er strengere.

Endelig må i relation til afvejningen fremhæves, at de krav til luft- og vandkvalitet, som fremgår af EU-direktiver, efter fast praksis anses som bindende resultatmål. Konsekvensen er, at f.eks. fiskevandsdirektivets krav ferskvandskvalitet må anses som afskærende for afvejningen. Myndigheden må derfor ikke meddele tilladelse til udledninger, der i fiskevandløb medfører en overskridelse af de bindende kvalitetskrav, jf. MAD 1997.423 om Fynsværket. Tilsvarende gælder kravet om handlingsplaner for nedbringelse af forureningen efter direktiv 76/464, jf. Miljøklagenævnets afgørelse i MAD 2004.1538 om Ledsted Mølle Dambrug. Dette betyder, at i det omfang de i regionplaner fastsatte recipientkvalitetsmål er gennemførelse af EU-direktiver, suppleres planlovens »virke for«-forpligtelse af en resultatforpligtelse, der afskærer yderligere afvejning.

4.3.3 Specielle forvaltningsretlige krav i EU's miljøregler

En betydelig del af EU's mange direktiver og forordninger om miljøbeskyttelse indeholder supplerende krav til myndighedernes sagsbehandling. Det kan være særlige regler om beskyttelse af forretningshemmeligheder, som

67. Se *Fenger:* Forvaltning og Fællesskab, 2004, p. 552 f.

dermed supplerer dansk rets almindelige regler om tavshedspligt og videregivelse af oplysninger. Det kan også være frister for, hvornår der træffes afgørelse, særlige krav til begrundelse af afgørelsen, særlige regler om høring af offentligheden, særlige krav til sagens oplysning og særlige regler om fremgangsmåder – uden at der hermed er forsøgt nogen udtømmende angivelse af de mange specialregler. De mange specialregler supplerer EU's almindelige forvaltningsret og skal iagttages af de danske myndigheder, når de træffer afgørelser vedrørende de pågældende EU-regler.

Det er umuligt inden for denne fremstillings rammer at gennemgå hver enkelt specialregel. Der vil derfor alene blive angivet tre gennemgående træk ved indholdet i de specielle krav til sagsbehandlingen, som er indeholdt i EU's miljøregler, samt hvorledes dette fraviger de ellers gældende danske regler.

4.3.3.1 Aktindsigt

Med direktiv 2003/4 om offentlighedens adgang til miljøoplysninger er der sket en udvidelse af adgangen til aktindsigt i forhold til, hvad der ellers gælder efter offentlighedsloven og forvaltningsloven, ligesom der i direktivet er en ufravigelig frist på to måneder til at besvare anmodningen. Direktivets regler er implementeret ved særlig lov om aktindsigt, der dog i relation til prøvelsesadgang ikke fuldt ud modsvarer direktivets regler, jf. nærmere ndf. i afsnit 7.2. Da direktivet giver »enhver« ret til aktindsigt med de i direktivet anførte undtagelser, vil myndigheden være forpligtet til at anvende direktivets regler parallelt med offentlighedsloven og forvaltningsloven, når der fremsættes en begæring om oplysninger, som falder under direktivet. F.eks. vil besvarelsen af en parts begæring om aktindsigt efter forvaltningsloven af oplysninger, som falder under direktivet, skulle overholde direktivets to måneders frist. Er forholdet omvendt, at der ikke er adgang til disse oplysninger efter direktivet, men adgang til oplysningen efter forvaltningsloven, skal begæringen imødekommes. Også i dette tilfælde skal direktivets to måneders frist formentlig iagttages, så længe der er tale om en miljøinformation, da fristen på to måneder er uafhængig af, om svaret er positivt eller negativt.

4.3.3.2 Undersøgelsespligt

Som anført bygger EU's almindelige forvaltningsret på linje med dansk ret på, at myndigheden skal oplyse sagen tilstrækkeligt – officialmaksimen. På linje med dansk ret modificerer EU's miljøregler dog ofte dette udgangspunkt på to punkter. Dels indeholder EU's miljøregler ofte detaljerede krav til, hvor

meget en sag skal oplyses, før der kan træffes afgørelse, hvormed EU-reglerne udfylder, hvad der anses som tilstrækkeligt.[68] Dels er oplysningsbyrden i mange EU-regler overvæltet på ansøgeren på grundlag af forureneren betaler-princippet.[69] Dette betyder, at myndighedens opfyldelse af officialmaksimen for den overvejende del begrænses til at kontrollere, om ansøgningen opfylder de krav til sagens oplysning, der fremgår af de pågældende EU-regler.

Et af de praktisk vigtigste områder er VVM-direktivet, hvor der både er krav til den miljøvurdering, der skal gennemføres, og krav om, at det er ansøgeren, der skal gennemføre miljøvurderingen. Efter VVM-direktivet skal miljømyndigheden ganske vist vejlede ansøgeren om, hvilke undersøgelser af miljøvirkninger der er nødvendige, men byrden ligger hos ansøgeren. Finder myndigheden, at den indsendte miljøvurdering er utilstrækkelig, må den enten afvise at behandle ansøgningen eller bede om, at der indsendes en ny miljøvurdering, inden myndigheden går videre med sagsbehandlingen. I forhold til den danske gennemførelse af VVM-direktivet i planloven er det derfor nødvendigt for den danske VVM-myndighed at fravige planlovens system, hvorefter den mere generelle oplysningspligt almindeligvis påhviler myndigheden.

Kommissionen har med henvisning til forureneren betaler-princippet antaget, at den samme oplysningsbyrde gælder efter habitatdirektivets artikel 6(3). Ifølge Kommissionen påhviler det ansøgeren af et projekt, som kan påvirke et udpeget område, at foretage en vurdering af et projekts virkning på habitatområders gunstige bevaringsstatus. Her savnes imidlertid klar støtte i direktivet. Kommissionens fortolkning forudsætter således, at forureneren betaler-princippet kræver en fravigelse af officialmaksimen, når det gælder aktiviteter, som kan skade miljøet. Om dette er tilfældet, fremstår dog foreløbig

68. Dette gælder ikke alene de mange regler, hvor der er krav om, at ansøger oplyser sagen som f.eks. VVM-direktivet, men også, hvordan overvågning af vand- og luftkvalitet skal ske, idet de relevante direktiver typisk indeholder ganske præcise anvisninger på, hvordan og hvor ofte prøver skal udtages, og hvilke analysemetoder der skal bruges.

69. Se f.eks. direktiv 91/414 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler, direktiv 98/8 om markedsføring af biocidholdige produkter, det såkaldte Seveso-direktiv (96/82), IPPC-direktivet (96/61), direktiv 87/18 om god laboratoriepraksis og VVM-direktivet. Også direktiv 67/548 om klassificering, emballering og etikettering af farlige stoffer indeholder krav om, at ansøger skal belyse virkningen mht. nye farlige stoffer – og med Kommissionens forslag til nye kemikalieregler (REACH) foreslås oplysningsbyrden gradvist overvæltet på industrien for en række ældre farlige stoffer, der allerede er på markedet.

som usikkert, da fravigelsen i de øvrige tilfælde har udtrykkelig hjemmel i en EU-regel.

4.3.3.3 Fremgangsmåde i sagsbehandlingen

Ganske mange af EU's miljøregler indeholder bestemmelser om særlige fremgangsmåder, der skal iagttages, når der træffes afgørelser i henhold til de pågældende regler. I hovedsagen består de særlige krav til sagsbehandling i særlige regler om frist, om screening af undersøgelsesbehov, om analysemetoder og frekvenser, om hvornår der skal iværksættes høring, om hvad der skal sendes i høring, og hvem der skal høres. Hertil kommer, at der ved anvendelse af forsigtighedsprincippet er særlige krav til fremgangsmåden, som det belyses i afsnit 5.5.

I det omfang disse regler medfører en fravigelse af den fremgangsmåde, som myndigheden skulle have fulgt efter de danske regler, er myndigheden forpligtet til at sikre, at EU-reglerne overholdes. Kun hvis der i direktivet er hjemmel til, at den af EU fastsatte fremgangsmåde kan erstattes af nationale ordninger, kan myndigheden se bort fra de EU fastsatte krav til fremgangsmåden. Myndigheden kan således ikke blot erstatte den af EU fastsatte fremgangsmåde med en dansk ordning, fordi dette findes mest hensigtsmæssigt, men myndigheden vil ofte skulle supplere den af EU-fastsatte fremgangsmåde med den danske fremgangsmåde for at sikre opfyldelse af det dobbelte hjemmelskrav.

Her skal alene omtales to praktisk vigtige eksempler på afvigelser fra traditionelle danske fremgangsmåder. Den ene er EU-reglerne om screening af, om miljøvurdering er nødvendig efter VVM-direktivet henholdsvis screening af, om det er nødvendigt at vurdere et projekt eller en plans virkning på gunstig bevaringsstatus af en udpeget lokalitet efter habitatdirektivet. Hvor disse regler især tidligere blev opfattet sådan, at vurdering og screening kunne samles i én afgørelse, viser EF-domstolens praksis, at screeningen skal ende med en selvstændig afgørelse. Og denne afgørelse er omfattet af de almindelige regler om begrundelsespligt og prøvelsesadgang.

Den anden afvigelse er reglerne om høring af ansøgninger om etablering af anlæg eller virksomheder. Efter f.eks. VVM-direktivet og IPPC-direktivet er det selve ansøgningen med de oplysninger, der kræves efter de to direktiver, som skal sendes i høring til den berørte offentlighed. Efter miljøbeskyttelseslovens og planlovens almindelige system er det imidlertid ikke ansøgningen, men myndighedens forslag til afgørelse, der danner udgangspunkt for den offentlige høring. Ingen af de to direktiver hindrer den danske ordning, men direktiverne kræver, at der forud for den offentlige høring af myndighedens forslag til afgørelse sker en offentlig høring af ansøgningen, idet myn-

digheden skal sikre, at høringen først iværksættes, når ansøgningen opfylder de krav, som stilles i de to direktiver. Den umiddelbare konsekvens er, at myndigheden ikke kan erstatte den høring, som kræves efter EU-reglerne, med den danske ordning, men må gennemføre to selvstændige høringer.[70] Forskellen på den første og den sidste høring er, at den af EU krævede høring sker, inden myndigheden har haft mulighed for at påvirke udfaldet.

4.4 EU-rettens betydning for klage- og domstolsadgang

I relation til klage og domstolsadgang er EU-rettens udgangspunkt princippet om institutionel autonomi. Dette betyder, at klage og domstolsadgang som udgangspunkt er overladt til medlemsstaterne. Udgangspunktet er dog undergivet tre væsentlige begrænsninger.

Den første undtagelse er det såkaldte ækvivalensprincip, der indebærer, at de processuelle regler »ikke [må] være mindre gunstige end dem, der gælder for tilsvarende søgsmål på grundlag af national ret«, jf. sag C-312/93, *Peterbroeck*. Har en miljøorganisation klageadgang eller søgsmålsadgang for bestemte forhold efter danske regler, skal miljøorganisationen også kunne udnytte adgangen i forhold til tilsvarende EU-regler.

Den anden undtagelse er det såkaldte effektivitetsprincip, hvorefter de nationale procesregler »heller ikke i praksis [må] gøre det umuligt eller uforholdsmæssigt vanskeligt at udøve de rettigheder, der tillægges i henhold til Fællesskabsrettens retsorden« (ligeledes fra C-312/93). I det omfang EU's miljøregler tillægger borgerne rettigheder, skal borgerne derfor have mulighed for at håndhæve disse rettigheder ved domstolene, og dette skal være på en måde, der ikke gør udøvelsen af rettighederne uforholdsmæssigt vanskelig. Da EF-domstolens praksis viser, at de fleste af EU's miljøregler skal fortolkes på den måde, at de tillægger borgerne rettigheder, har dette i sig selv ganske vidtgående betydning.[71]

70. Som konsekvens heraf er der i godkendelsesbekendtgørelsens (943/2004) § 10, stk. 1 indført krav om, at der ikke må gives miljøgodkendelse af I-mærkede virksomheder før offentligheden har haft lejlighed til at udtale sig om både ansøgning og forslag til afgørelse, og de nærmere regler for den offentlige høring i § 10, stk. 4, forudsætter, at der er tale om to adskilte høringer.

71. Se: *Somsen:* The Private Enforcement of Member State Compliance with EC Environmental Law, YEEL, vol 1, p. 311; *Precahl & Hancher:* Individual Environmental Rights: YEEL, vol. 2, p. 89; *Krämer:* Focus on European Environmental Law, 1997, p. 78 ff; *Jans:* European Environmental Law, 2000, p. 175 f; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 150 ff; *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 326 ff. Se dog anderledes *Moe m.fl.:* Miljøret,

Den tredje undtagelse er, når EU har fastsat regler for klage- eller domstolsadgang. Har EU først vedtaget sådanne regler, er de bindende for medlemsstaterne. Det sidste er blevet ganske vigtigt på miljøområdet. Ikke alene har EU har fastsat regler for offentlighedens adgang til miljøinformationer og regler om høring af den berørte offentlighed. EU har tillige med flere direktiver fastsat nærmere krav til borgernes adgang til at kunne håndhæve deres rettigheder på miljøområdet.[72] Det betyder, at medlemsstaternes processuelle autonomi ikke blot begrænses af ækvivalens- og effektivitetsprincippet, men tillige skal udøves inden for de rammer, som følger af de specielle EU-regler. Med EU's ratifikation af Århus-konventionen må hertil tillige lægges den del af reglerne i Århus-konventionen om borgernes rettigheder på miljøområdet, der ikke er implementeret i EU-direktiver, men som alligevel gælder i kraft af EU's ratifikation af Århus-konventionen, jf. sag C- 213/02, *Syndicat professionel des pêcheurs*, hvilket nærmere belyses i kapitel 8.

2005, p. 278, hvor det hævdes, at de fleste af EU's miljøregler går ud på at forpligte borgerne ikke at tillægge dem rettigheder.

72. Se direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplysninger, direktiv 2003/35 om mulighed for offentlig deltagelse i forbindelse med udarbejdelse af visse planer og programmer på miljøområdet og om ændring af VVM-direktivet og IPPC-direktivet for så vidt angår offentlig deltagelse og adgang til klage og domstolsprøvelse samt direktiv 2004/35 om miljøansvar.

KAPITEL 5

Vigtige principper i miljøretten og deres betydnings

Anvendelse af principper i retsanvendelsen er ikke et særtræk ved miljøretten, men kendes på andre retsområder. I mange tilfælde har principperne karakter af retsgrundsætninger som f.eks. legalitets-, proportionalitets- og lighedsprincippet, der også har stor betydning på miljøområdet. Til forskel fra de ældre indarbejdede retsprincipper er de miljøretlige principper som forsigtighedsprincippet og forureneren betaler-princippet imidlertid relativt »unge« og deres retlige betydning omtvistet.

Meningen med dette kapitel er at give en indføring i de væsentligste principper på miljøområdet og belyse, hvorledes principperne så at sige balancerer hinanden af. I afsnit 5.1 gennemgås indholdet af udvalgte miljøprincipper. I afsnit 5.2 omtales vigtige forvaltningsretlige principper og strafferetlige principper for miljøretten. Kapitlet slutter med en kort omtale af, hvordan principperne ofte må afvejes mod hinanden. Det må erindres, at de i dette kapitel omtalte principper suppleres af menneskerettigheder og EU-retligt baserede principper (se kapitel 3 og 4) samt af privatretlige principper, der omtales i kapitel 6.

5.1 Miljøprincippernes nærmere indhold

I de senere år er kommet en stadigt voksende (især udenlandsk) litteratur om indholdet og betydningen af forskellige miljøprincipper. Det er umuligt inden for rammerne af denne fremstilling at belyse denne litteratur. I stedet er det søgt at give en oversigt over indholdet og betydningen af de vigtigste principper, sådan som de er fortolket i retspraksis. Vægten er lagt på princippernes operative anvendelse. Dette sker dels for at tydeliggøre, at principperne er andet end løsagtige besværgelser; dels for efterfølgende i afsnit 5.3 at belyse,

hvordan principperne kan føre til indbyrdes modstridende resultater og derfor må afvejes mod hinanden henholdsvis mod andre retlige principper.

5.1.1 Retlige eller politiske principper:

I miljøretten har principper som bæredygtig udvikling og forsigtighedsprincippet givet anledning til diskussion om, hvorvidt miljøprincipper kan anses som politiske eller retlige – og hvad der i givet fald forstås med, at de er retlige. Problemet er, at flere miljøprincipper fremstår mere som hensigt end regel, hvormed det bliver uklart, om principperne skal opfattes som politiske eller retlige.[1] *Basse* og *Anker* har på den baggrund anført, at miljøprincippernes »væsentlige funktion er at fungere som styrende retningslinjer for beslutningstagere«.[2]

Inspireret af folkeretlig teori har andre forfattere foretaget en modstilling mellem principper og regler (rules). Eksempelvis anfører *de Sadeleer*: »Unlike principles, rules are all-or nothing in character«,[3] hvormed regler opfattes som absolutte, mens principper anses som mindre bestemte i deres retlige funktion. Denne opfattelse kan ikke tiltrædes. Ingen regler er absolutte, da retsordenen altid hjemler undtagelser (selv for alvorlige forbrydelser som mandrab er nødværge en objektiv frihedsgrund). Den omstændighed, at et princip fraviges eller kun anvendes under visse betingelser, fratager ikke princippet dets retligt bindende karakter. Det er derimod mere dækkende at opfatte retlige principper som normer på et højere generaliseringsniveau, eller som *Sands* udtrykker det: »Principles embody a legal standard, but the standards they contain are more general than commitments and do not specify particular actions, unlike rules.«[4] Men det må medgives, at generaliseringen for princippet om bæredygtig udvikling er så altfavnende, at det er vanskeligt

1. Se f.eks. *Krämer:* EC Environmental Law (5. edit), 2003, p. 13. I samme retning *Bacher:* Innføring i Naturressurs og miljørett, 1995, p. 49 f; *Birnie og Boyle:* International Law & the Environment, 2002, p. 85 og *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 51 ff. *Winter:* Environmental Principles in European Law, 2003.
2. *Basse og Anker:* Miljøretten 1 (2. udg.), 2006, p. 115. Med formuleringen synes *Basse og Anker* at have opgivet den opfattelse, der blev betonet i førsteudgaven, hvor forfatterne tillige betonede, at principperne er fremadrettede og holdningspåvirkende (Miljøretten, bd. I, 2001, p. 100).
3. *Nicolas de Sadeleer:* Environmental Principles – From political slogans to legal rules, 2002, p. 273.
4. *Sands:* Principles of International Environmental Law, 2002, p. 233. Se tillige *Jans:* The European Convention and the Future of European Environmental Law, 2003 om kodifikation af miljøretlige principper i unionstraktaten samt *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 80 f om miljøprincippernes retskildemæssige status.

at anvende princippet direkte i en retlig kontekst, hvor bæredygtig udvikling mere tjener som forklaringsramme.

Uanset forskelle i teorien er der almindelig tilslutning til, at miljøprincipperne må anses som retlige i det omfang, de er adopteret af den pågældende retsorden.

5.1.2 International gyldighed

Internationalt indebærer dette, at miljøprincipperne er gældende i det omfang og med det indhold de er medtaget i internationale traktater. Derimod kan miljøprincipperne uanset Rio-erklæring og andre soft-law instrumenter ikke anses som en del af den almindelige folkeret, om end der i kraft af princippernes voksende udbredelse sker en indirekte afsmitning herpå.[5] Til forskel herfra må princippet om staternes højhedsret over deres naturressourcer anses som almindelig folkeret. Miljøprincipper kan derfor kun korrigere højhedsretten, hvis de er adopteret i den specielle folkeret.

5.1.3 Gyldighed i EU

I EU stiller forholdet sig anderledes, da en række miljøprincipper er optaget i traktaten og følgeligt må anses for en bindende del af EU-retten.[6] Det må dog anses for tvivlsomt, om bæredygtighedsprincippet kan tillægges anden retsvirkning end bidrag til en forklaringsramme. Men med dette forbehold er traktatfæstelsen af miljøprincipper ikke alene bindende for EU's institutioner,[7] men er efter EFD's praksis tillige bindende for medlemsstaternes gennemførelse af EU-retten.[8]

Medlemsstaternes forpligtelse til at anvende de traktatfæstede miljøprincipper gælder ikke kun, når EU-direktiver skal omsættes til national ret, men gælder også ved bedømmelsen af, om nationale regler er i modstrid med traktatens generelle regler om f.eks. frihandel[9] eller statsstøtte.[10] Derimod gælder

5. F.eks. er alle stater formentlig forpligtet til at notificere nabostaten om etablering af nye »hazardous-industrial acitivies« i områder, der ligger meget tæt på nabostaten.
6. Se: TEF artikel 1 (bæredygtighed), artikel 6 (bæredygtighed og integration), artikel 174(2) (forureneren betaler-, forebyggelse-, forsigtigheds-, kildeprincippet m.fl.).
7. Se f.eks. sag C-341/95, *Bettati* om ozonlagsnedbrydende stoffer og princippet om højt miljøbeskyttelsesniveau, sag T-13/99, *Pfizer* og de forenede sager T-344 og 345/00, *CEVA*, begge om forsigtighedsprincippet og foderstoffer.
8. Se f.eks. C-293/97, *Standley* om anvendelse af forureneren betaler- og udbedring af skader ved kilden-princippet ved gennemførelse af direktiv 91/676 on nitratforurening af vandmiljøet fra landbruget.
9. Se f.eks. sag C-192/01, *Kommissionen mod Danmark* om forsigtighedsprincippet i relation til vitaminberigelse af fødevarer (de danske regler opfyldte ikke betingelserne)

traktatens miljøprincipper ikke for medlemsstaterne, når forholdet ikke berører EU-retten.[11] Der må dog tages det generelle forbehold, at anvendelsen af de traktatfæstede miljøprincipper skal ske under hensyn til medlemsstaternes forskellige økonomisk udvikling [TEF artikel 174(3)], ligesom de forskellige principper kan føre til forskellige resultater. EU kan derfor fravige et miljøprincip, som det f.eks. er sket med direktiv 92/43 om beskyttelse af vilde dyr og planter og deres naturlige levesteder, hvor forureneren betaler-princippet ikke gælder fuldt ud.

5.1.4 Gyldighed i dansk ret

Den direkte virkning af EU-retten indebærer, at traktatens miljøprincipper i meget vid udstrækning er direkte bindende for danske myndigheder og vil kunne påberåbes af borgerne. Dette skyldes dels, at EU's miljøregler griber ind i næsten alle dele af de danske miljøregler, dels at EF-domstolen har anlagt en meget vid fortolkning af traktatens regler om frihandel og statsstøtte. Hertil kommer yderligere, at også miljøprincipper indeholdt i de mange folkeretlige miljøaftaler, som EU har indgået, må antages at have direkte virkning.[12]

I dansk miljølovgivning er der ikke gennemført en generel kodificering af miljøretlige principper. Bæredygtighedsprincippet optræder i formålsbestemmelsen i flere af de centrale miljølove (mbl, nbl, havmiljøloven, råstofloven og planloven) – men langt fra i alle. Tilsvarende »spredt fægtning« kendetegner den danske gennemførelse af de øvrige miljøprincipper fra EU-traktaten. Herudover indeholder danske miljølove lejlighedsvis andre principper, som f.eks. lokaliseringsprincippet og princippet om renere teknologi. Når bortses fra, at det er diskutabelt, om den sporadiske angivelse af miljøprincipper i danske miljølove opfylder EU-rettens krav til implementering, rejser dette et andet spørgsmål om legalitet.

Det principielle problem er, om miljøretlige principper kun gælder, hvis og hvor de er angivet i lov – eller om principperne har status som almindelige retsgrundsætninger på linje med lighedsprincippet og proportionalitetsprin-

og tilsvarende sag C-24/00, *Kommissionen mod Frankrig* om franske begrænsninger for vitaminberigelse af levnedsmidler.

10. Se f.eks sag C-126/01, *GEMO* om statsstøtte og forureneren betaler-princippet: vederlagsfri indsamling af slagteriaffald anset som ulovlig statsstøtte.
11. Se f.eks. sag C-379/92, *Peralta:* EU's forebyggelsesprincip fandt ikke anvendelse på et nationalt forbud mod udtømning af olie på åbent hav, da forholdet ikke var EU-reguleret.
12. Denne udlægning støttes på, at EF-domstolen i sag C-213/03, *Syndicat professionnel coordination* fastslog, at Barcelona-konventionen om forurening af Middelhavet har direkte effekt og kan påberåbes af borgerne uanset manglende EU-regler og manglende franske regler.

cippet. For VVM-princippet og princippet om informeret samtykke (PIC) giver det af sig selv, at disse principper kun gælder, hvor der er hjemmel i lov, hvorved i første omgang ses bort fra EU-rettens direkte effekt. Når det derimod drejer sig om forurener betaler-princippet og forsigtighedsprincippet er forholdet mere kompliceret, idet flere forhold taler for at tillægge disse to principper en mere almen gyldighed.[13] Konklusionen er, at det ikke er muligt generelt at besvare, om miljøprincippers gyldighed afhænger af hjemmel i lov. I stedet må spørgsmålet besvares på grundlag af en konkret analyse af det enkelte princip.

5.1.5 Hvilke principper

Hvad der skal henføres til miljøprincipper volder i sig selv tvivl. Rio-erklæringen fra 1992 opregner 27 principper (men inkluderer også forbud mod kønsdiskrimination og oprindelige folks rettigheder). I EU angiver traktaten et mindre antal principper, men i direktiver og forordninger nævnes yderligere andre miljøprincipper. I danske miljølove nævnes principper, der hverken anføres i EU eller i Rio-erklæringen. Der er så at sige gået inflation i betegnelsen principper på miljøområdet, der i nogle tilfælde mere synes at tjene som markedsføring end som udtryk for en mere principiel norm. Set i dette lys er det næppe meningsfuldt at gennemgå alle de principper, der lejlighedsvis dukker op under betegnelsen »miljøprincipper«.

Relevans for retsanvendelsen har været bestemmende for, hvilke miljøretlige principper der belyses i denne fremstilling. Med retsanvendelsen menes primært domstole og myndigheder, mens retsanvendelsen alene findes relevant for lovgiver, når principperne begrænser lovgiver. Meningen er især at besvare to spørgsmål, nemlig: (1) i hvilket omfang de behandlede principper er bindende for forvaltningens afgørelser, hvor der i hovedsagen sigtes til tilladelser og dispensationer; og (2) i hvilket omfang påvirker de behandlede principper betingelser for ansvar. Dette begrunder den relativt kortfattede omtale ndf. af bæredygtig udvikling og integrationsprincippet, der primært tjener som forklaringsramme. Tilsvarende tjener forebyggelsesprincippet og forureningsbegrænsningsprincippet primært som forklaringsramme, hvorfor betydningen af disse principper mere hensigtsmæssigt belyses under forureneren

13. Se f.eks. MAD 1999.851, hvor Naturklagenævnet anvendte forsigtighedsprincippet i en sag om udsættelse af bævere, selv om princippet ikke er indeholdt i nbl. I samme retning U 1997.157 H om erstatning for afslag på råstofindvindingstilladelse på grundlag af grl § 73, hvor erstatningen er motiveret af, at råstofindvindingen ikke fandtes at medføre forurening, hvilket tyder på en forudsætningsvis anvendelse af forureneren betaler-princippet, om end princippet ikke nævnes.

betaler-princippet og forsigtighedsprincippet. Ud fra disse betragtninger begrænser fremstillingen sig til få miljøretlige principper.

5.2 Bæredygtig udvikling

Princippet om bæredygtig udvikling (»sustainable development«) stammer fra FN-rapporten, Vores Fælles Fremtid fra 1987 og angiver: »*en udvikling, som opfylder de nuværende behov uden at bringe fremtidige generationers mulighed for at opfylde deres behov i fare*«.[14] I Rio-erklæringen fra 1992 blev bæredygtig udvikling optaget som en slags overordnet målsætning, og det angives om indholdet af bæredygtig udvikling, at mennesker »are the centre of concerns for sustainable development«, hvorfor de har ret til et sundt og produktivt liv i harmoni med naturen.

Selv om princippet om bæredygtig udvikling normalt forbindes med miljøbeskyttelse, er selve ideen om bæredygtighed ikke begrænset til det *økologiske*, men kan tillige angå det *økonomiske*, det *sociale*, det *kulturelle* og det *teknologiske* i en stadigt mere globaliseret verden.[15] Med bæredygtig udvikling angives, at samfundsmæssige dispositioner ikke kun skal bedømmes på kortsigtede gevinster, men må bedømmes langsigtet. Set i dette perspektiv kan bæredygtig udvikling vanskeligt betegnes som et retligt princip. Men heraf kan ikke nødvendigvis udledes, at princippet om bæredygtig udvikling er helt uden retsvirkning. Bæredygtig udvikling angiver en forklaringsramme, der indirekte påvirker bedømmelsen af retlige tvister. Disse afledte retsvirkninger er dog formentlig begrænset til miljøområdet.

For miljøretten er der grund til at fremhæve især fire aspekter, som afledes af bæredygtighedsprincippet: (1) en *tidsmæssig*, hvor der i forhold til naturgrundlaget tilstræbes et lighedsprincip mellem generationer; (2) *globaliseringen*, hvor der må søges mindre ulighed mellem rige og fattige lande; (3) en ændret opfattelse af forholdet mellem *mennesker og natur*; og (4) forholdet til

14. FN-rapporten, Vores Fælles Fremtid, 1987, p. 51. I global sammenhæng blev bæredygtig udvikling anerkendt i World Charter for Nature vedtaget på FN's generalforsamling i 1982. Men først med Brundtlandrapporten opnåede begrebet større udbredelse. Se *Bugge:* Lov og Rett, 1992, p. 488 ff. At forvaltning af miljøressourcer skal ske under hensyn til kommende generationer er dog ikke nogen ny idé. Hensynet anføres udtrykkelig i den Internationale Hval-Konvention fra 1946 (*Birnie* og *Boyle:* 2002, p. 89) og ses så tidligt som i 1909 i the National Conservation Report fra USA (se *Pagh:* Amerikansk Miljøret, 1994, indledning).
15. *Tuomela:* Bæredygtighed (1995): p. 143, 144 f – Nordisk Juristmøde i Stockholm.

usikkerheden om følger, uforudsigeligheden af virkninger af vores handlinger i interaktion med naturen.[16] De to første aspekter kan betegnes en *dobbelt retfærdighedsdimension*[17] og er i en vis forstand normerende for det tredje og fjerde aspekt: – miljøskader kan være uoprettelige, og naturen er ikke uudtømmelig (3). Selv om der kan være vanskeligt at forudse konsekvenserne (4), kan problemerne ikke overlades til vore efterkommere (1), ligesom der må tages hensyn til de fattige lande (2). Retten til naturressourcer kan ikke baseres på princippet om først i tid, bedst i ret.

Bæredygtig udvikling forudsætter en ny *prioritetsorden* – en retlig stillingtagen til, hvilken brug af naturressourcer der skal have forrang – og angiver som normativt grundlag en vis ligestilling med kommende generationer og andre stater. Dette har mindst fire konsekvenser. Den ene er, at udnyttelsen af de ikke-udtømmelige naturressourcer som vand, skov og fisk må ske under hensyntagen til reproduktionsevnen og disse ressourcers rolle for det økologiske system. Den anden er, at udnyttelsen af de udtømmelige naturressourcer som olie og mineraler må ske under hensyntagen til den tid, det tager at udvikle substitutter for disse ressourcer. For det tredje forudsætter økologisk bæredygtighed bevarings- og beskyttelsesforanstaltninger i forhold til de økologiske interaktioner, som den hidtidige menneskelige aktivitet allerede har fremkaldt (skovplantning, beskyttelse af grundvand, genetablering af biotoper etc.). Endelig for det fjerde indebærer hensyn til den fattige del af verden, at de rigeste lande må bære den største byrde.

Folkeretligt indebærer den generelle tilslutning til bæredygtighedsprincippet den principielle ændring, at princippet »makes a state's management of its own domestic environment a matter of international concern« og tilføjer højhedsretten en tidsmæssig dimension.[18] Ganske vist må udfyldning af de nærmere retsfølger ske på grundlag af mere operative miljøretlige principper og regler. Dette ændrer imidlertid ikke ved, at bæredygtig udvikling som forkla-

16. *Bugge:* Bæredygtighed, 1995, p. 31-33. En lidt anden systematik anvendes i makroøkonomiske analyser, hvor der fremhæves de fire dimensioner: (a) forhold mellem produktionsfaktorerne; (b) mellem mennesker; (c) mellem nationer; og (d) mellem generationer. *Jespersen* og *Brendstrup:* Grøn økonomi, 1994, p. 91.
17. *Basse*, Bæredygtighed, 1995, p. 157, 161 f og *Bugge*, Lov og Rett, 1993, p. 485, 489 f.
18. *Birnie og Boyle:* International Law & the Environment, 2002, p. 85. *Sands* fremhæver i relation til folkeretten, fem retsvirkninger af den generelle tilslutning til bæredygtig udvikling: (1) krav om hensyn til fremtidige generationer; (2) accept af at miljøet sætter grænser for menneskelig belastning; (3) et lighedsprincip mellem stater for allokering af pligter og rettigheder; (4) behov for at integrere miljøhensyn på andre områder; (5) behov for at anvende international ret intregeret og systematisk (Principles of International Environmental Law, 2002, p. 266).

ringsramme tilføjer væsentlige nye momenter i bedømmelsen, som det eksempelvis fremgår af WTO's Appelpanels afgørelse i *Shrimp-turtle* om et amerikansk forbud mod import af rejer, der var fanget på en måde som skadede havskildpadder)[19] og af ICJ's afgørelse i *Gabcikovi-Nagymaros-sagen* om udnyttelse af en grænseoverskridende flod.[20]

Heraf følger ikke nødvendigvis, at bæredygtighedsprincippet har selvstændig retsvirkning i forhold til borgerne. Ganske vist er princippet i EU indføjet i TEF artikel 2 og 5, og ganske vist indgår bæredygtig udvikling i formålsbestemmelserne i en række danske miljølove (mbl, nbl, hmbl, råstofloven, planloven). Men angivelsen her opfattes mere som en hensigt end en retsvirkning, hvorfor det er tvivlsomt, om bæredygtig udvikling i forhold til den interne retsorden kan opfattes som en retlig standard.[21] De fleste forfattere synes da også primært at hæfte sig ved, at bæredygtig udvikling i den interne retsorden begrunder en større vægtning af miljøhensyn i skønsudøvelsen, vægt på helhedsbetragtninger og en svækkelse af saglige specialitetshensyn.[22] Dette kan tiltrædes for så vidt som bæredygtig udvikling må udfyldes med de mere operative miljøprincipper – hvor der i dette tilfælde alene lægges vægt på integrationsprincippet.

Alligevel er udsagnet ikke fuldt dækkende, da det alene fokuserer på det forvaltningsretlige skøn og så at sige anlægger et proaktivt perspektiv på retsnormerne. Den prioritet, som følger af bæredygtig udvikling, har imidlertid også betydning i den retrospektive retsanvendelse – eller mere præcist: – når det skal afgøres, om der er sket en skade, der er værnet af retsordenen. Medfører en forurening eller landbrugsmæssig dræning ødelæggelse af et naturområde, vil der kunne være forskellige opfattelser af, om dette skal anses som skade, og om det skal genoprettes. Selv om en stillingtagen ofte vil kunne ske på grundlag af konkrete regler, vil der forekomme tilfælde, hvor regler savnes. Udfyldende for svaret vil i disse tilfælde være bæredygtighedsprincippet, dvs. områdets betydning for økosystemer, områdets evne til selv at re-

19. *Shrimp/turtle*, 38 ILM 118 (1999).
20. Ungarn mod Slovakiet (1997) ICJ-report 7.
21. I samme retning: *Ebbesson:* Bæredygtighed, 1995, p. 73 f; *Jans:* European Environmental Law, 2000, p. 9; *Krämer:* EC Environmental Law, 2003, p. 9; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 99 ff; og *Basse:* Miljøretten 1 (2. udg.), 2006, p. 38 ff. Se lidt anderledes i første udgaven, hvor *Basse* argumenterer for, at bæredygtighedsprincippet på linje med retssikkerhedsprincippet er borgerrelateret og derfor antyder, at princippet begrunder, at borgerne har krav på et miljø af en vis kvalitet og på at blive hørt. Om dette er *de lege ferenda* betragtninger eller en udlægning af gældende ret er uklart (Miljøretten I, 2001, p. 29 f).
22. Se f.eks. *Winter:* Environmental Principles in European Law, 2003, p. 21 ff.

generer, og hensynet til, at sådanne områder må bestå for vore efterkommere. Selv om dette resultat også kan støttes på beskyttelsen af biodiversitet, tilføjer bæredygtighedsprincippet dog et tidsmæssigt aspekt. Så i alle tilfælde vil bæredygtig udvikling have betydning for, hvad retsordenen opfatter som retligt værnede skader. Men herudover må de retlige konsekvenser af bæredygtig udvikling udfyldes på grundlag af mere operative retlige principper og konkrete regler, hvor bæredygtighedsprincippets væsentligste funktion er at understrege den tidsmæssige horisont og en styrkelse af helhedshensyn.

5.3 Integrationsprincippet

Princippet om at integrere miljøhensyn på andre områder af samfundslivet er indeholdt i Rioerklæringens 4. princip, der lyder: »In order to achieve sustainable development, environmental protection shall constitute an integral part of the development process and cannot be considered in isolation from it.« En lidt anderledes formulering er valgt i TEF artikel 6, hvorefter:

»Miljøbeskyttelseskrav skal integreres i udformningen og gennemførelsen af Fællesskabets politikker og aktioner som nævnt i artikel 3, især med henblik på at fremme en bæredygtig udvikling.«

Som det fremgår, er bæredygtig udvikling i både Rio-erklæringen og EU-retten angivet som målsætning. Henvisningen til TEF artikel 3 indebærer, at miljøhensyn skal indarbejdes på alle de områder, hvor EU har kompetence. Dette gælder efter formuleringen ikke kun ved udformningen af reglerne, men tillige ved gennemførelsen (i den engelske version: »definition and implementation«). Det sidste tyder på, at forpligtelsen også omfatter medlemsstaternes gennemførelse af EU-regler, således at Danmark f.eks. ved gennemførelse af EU's landsbrugspolitik skal tage miljøhensyn inden for de rammer, som hjemles af EU's landbrugsregler.

I EU-retten er integrationsprincippet tillagt betydning i relation til, hvilken hjemmel i traktaten der skal anvendes for konkrete retsakter. EF-domstolens praksis viser, at integrationsprincippet begrunder, at miljøhjemlen i TEF artikel 175 ikke skal anvendes, blot fordi et direktiv også sigter på miljøbeskyttelse.[23] I de senere år har EF-domstolen dog udstrakt miljøhjemlens anven-

23. Se f.eks. sag C-405/92, *Mondiet,* forordning med forbud mod visse fiskenet begrundet i hensyn til delfiner var korrekt vedtaget med henvisning til TEF artikel 37 om landbrugspolitikken; sag 300/89, *Titandioxid-dommen*, direktiv om affald fra titandioxidin-

delse.[24] Herudover har integrationsprincippet den betydning, at miljøhensyn skal indgå i afvejningen, når EU's institutioner vedtager regler eller træffer andre beslutninger. Hvilken vægt miljøhensyn har i de enkelte tilfælde er overladt til lovgiver. Der kan næppe støttes selvstændig ret på målsætningen i artikel 6, idet der dog muligvis må gøres en reservation for helt ekstreme tilfælde.[25] Den reelle retlige betydning af integrationsprincippet i EU-retten er derfor formentlig begrænset til begrundelsespligten – men manglende efterlevelse heraf vil almindeligvis føre til annullation af den pågældende retsakt. Heller ikke dette kan fuldt ud fastholdes, efter at Retten i Første Instans i en sag om statsstøtte afviste at tillægge det betydning, at Kommissionen ikke havde sikret sig, at der var foretaget VVM med henvisning til, at manglende VVM ikke berørte det indre markeds funktion.[26]

I forhold til dansk ret er problemet, at dansk lovgivning ikke indeholder et generelt integrationsprincip. Heller ikke i miljølovene er princippet generelt gennemført. Spørgsmålet er, om integrationsprincippet på andet grundlag kan anses for en del af dansk ret. *Basse og Anker* tager ikke stilling, men argumenterer for princippets fordele og en øget anvendelse af helhedsbetragtninger – og nævner som eksempel nogle af de tilfælde, hvor princippet formelt er gennemført på begrænsede områder (nbl, råstoflovens § 3, IPPC-direktivet, planloven, færdselsloven og lov om godskørsel § 12).[27] Eksemplerne kan dog ikke tages som udtryk for andet end, at lovgiver i disse tilfælde har fundet integrationstanken brugbar, men siger intet om, at integrationsprincippet måtte gælde som sådant.

Der kan argumenteres for, at TEF artikel 6 indebærer, at danske myndigheder er forpligtet til at anvende princippet ved gennemførelse af EU-retten. Men efter dommen i sag T-158/99, *Thermenhotel Stoiser* er der næppe grundlag for at tillægge denne forpligtelse direkte effekt, hvormed det alene er op til Kommissionen at påtale forholdet.

dustrien annulleret, da vedtaget med henvisning til miljøhjemlen i TEF artikel 175, mens indre-markeds hjemlen i TEF artikel 95 skulle have været anvendt.

24. Se f.eks. de forenede sager C-164 og 165/97, *Parlamentet mod Rådet*, forordning om skovforurening annulleret, fordi vedtaget med hjemmel i TEF artikel 37, mens artikel 175 var rette hjemmel), og sag C-36/98, *Spanien mod Rådet*, Donau-konventionen var korrekt indgået med henvisning til TEF artikel 175(1).
25. Se *Jans:* European Environmental Law, 2000, p. 21.
26. Se sag T-158/99, *Thermenhotel Stoiser*, hvor Retten i Første Instans synes at have afvist *Jans'* antagelse om, at Kommissionen skal anvende integrationsprincippet ved godkendelse af statsstøtte efter TEF artikel 88(3) – European Environmental Law, 2000, p. 20.
27. *Basse og Anker:* Miljøretten 1 (2. udg.), 2006, p. 116 ff.

5.4 Forureneren betaler-princippet

Forureneren betaler-princippet – eller Polluter Pays Principle (PPP) – er oprindelig formuleret i 1972 af industrilandenes økonomiske samarbejdsorganisation, OECD.[28] Tidspunktet er ikke tilfældigt. Det var samme år som FN holdt sin første verdenskonference om miljø, uden at princippet dog er optaget i Stockholm-erklæringen. Siden har princippet gået sin sejrsgang verden over. I EU er PPP blandt de i TEF artikel 174(2) anførte principper, ligesom princippet er anført i flere folkeretlige traktater og i Rio-erklæringen. I dansk ret fremgår PPP af mbl § 4(3) (ansvar for forebyggelse), § 4(4) (ansvar for genopretning), § 43 (ansvar for affald) samt af hmbl § 44 og jfl § 1(5) – og af motiverne til det objektive ansvar efter mel. Det er dog kun i jfl, at udtrykket forurener betaler-princippet optræder i lovteksten.[29]

Problemet er ikke princippets anerkendelse og udbredelse, men derimod hvad det betyder. Spørgsmålene er: – hvem er forureneren, hvad er det, forureneren skal betale, og under hvilke betingelser skal forureneren betale?

Besvarelsen af disse spørgsmål må tage udgangspunkt i, at PPP tjener flere funktioner. Den oprindelige OECD-rekommandation tog sigte på statsstøtte og samhandel: OECD vil sikre, at de udgifter for forureningsforebyggelse, der forventedes i kølvandet på FN's Stockholmkonference, ikke blev betalt af skatteyderne, men af virksomhederne for at undgå ny handelsforvridende statsstøtte. Samme synspunkt var bærende for EU's henstilling 75/436 om påligning af omkostninger på miljøområdet.

Konsekvensen er, at forureneren ikke har et retsbeskyttet krav på at forurene, hvilket omvendt indebærer, at statens krav om forureningsbegrænsning (normalt) ikke anses for ekspropriative. Heraf følger tillige, at en forurening, der er fremkaldt på en ansvarspådragende måde, kan mødes med erstatningskrav for genopretning af skaden. I den forstand markerede PPP en udvidelse

28. OECD Recommendation on guiding principles concerning international economic aspects of environmental policies [C(72)128 af 26/5.1972]. Siden har OECD publiceret en række yderligere recommendations, der uddyber PPP – se f.eks.: OECD om gennemførelse af PPP, C (74) 223 af 14/11 1974; OECD C (81)32 om PPP ved forurening af havet og OECD C (89) 88 om PPP ved forureningsulykker. Se uddybende *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 240 ff; og *Bugge:* The Principles of Polluter-Pays in economics and law, 1996, p. 75.

29. For naturbeskyttelsen byggede nbl tidligere på et grundejeransvar, men efter implementeringen af EU's krav til beskyttelse af internationale naturbeskyttelsesområder med lov nr. 454/2004 suppleres dette i større grad af et forureneransvar, der dog er middelbart i den forstand, at det beror på forudgående myndighedsbeslutninger, hvortil kommer, at forureneren i nogle tilfælde kompenseres for sin pligt.

af det erstatningsretlige værn, om end den fulde rækkevidde heraf fortsat er omtvistet. Samtidig angiver PPP, at det er forureneren, der skal holdes ansvarlig, når forurening sker – og dermed modsætningsvis, at det vil være i modstrid med PPP, hvis andre end forureneren gøres ansvarlig. Heraf kan dog ikke automatisk udledes et objektivt ansvar for miljøskader. Kan forureneren ikke gøres ansvarlig, må tabet ligge, hvor det falder. I denne forstand kræver ansvar altid en kvalificeret omstændighed. Det ligger derfor fast, at PPP ikke automatisk indebærer et objektivt ansvar for miljøskader, da et sådant må kræve særlige holdepunkter i lov.

Med princippet om bæredygtighed understreges yderligere to aspekter af PPP, nemlig et folkeretligt og tidsmæssigt perspektiv. Folkeretligt vil den stat, hvorfra forureningen af en anden stat udgår, være *forurener* – og som sådan forpligtet til at forebygge forurening, der skader andre staters berettigede udnyttelse af deres territorium eller »the global commons«. Dette resultat følger dog i forvejen af det folkeretlige princip om godt naboskab (*»sic-utere-princippet«*), jf. tillige afgørelsen i *Trail Smelter* sagen).[30] Tidsmæssigt begrunder hensynet til fremtidige generationer, at miljøskader så vidt muligt genoprettes.

Kort sammenfattende har PPP seks funktioner, der bestemmer princippets retsvirkning, nemlig: (1) at undgå statsstøtte; (2) at gøre offentlige krav om forureningsbegrænsning erstatningsfri; (3) at udvide det erstatningsretlige værn; (4) at angive hvem der er ansvarssubjekt for forurening; (5) at kodificere den folkeretlige naboret i relation til forurening; og (6) at fastholde et generationsperspektiv i forebyggelsen og genopretningen.[31]

PPP er imidlertid ikke alene et retligt princip, men også et økonomisk princip. Anskuet i et økonomisk perspektiv er problemet, at forurening påfører omgivelserne en række gener og skader, der uden særlige retlige eller institutionelle mekanismer vil skulle bæres af omgivelserne. Så længe forureningen er »gratis« for forureneren, vil dette hindre en optimal udnyttelse af ressourcerne og i længden føre til, at det fælles naturgrundlag ødelægges. Dette er udtrykt i Harins, *»the tragedy of the commons«*, der handler om overgræsning, når mange kvægavlere deles om et begrænset stykke jord. Pointen er, at den enkelte kvægavler opnår gevinst ved at forøge sit antal af kvæg, da overgræsningens skadevirkning (eksternaliteten) skal bæres af alle kvægavlere, men i længden er resultatet, at alle går ned.[32] I et øko-

30. U.S. Treaty Serie No. 893. Se *Espersen, Harhoff og Spiermann:* Folkeret, 2003, p.353; *Spiermann:* Moderne Folkeret, 2004, p. 228 og *Pagh:* Amerikansk Miljøret, 1994, p.132.
31. For uddybning se *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 231-258, hvor der dog alene anføres fem funktioner.
32. *Hardins* artikel fra 1968 er trykt i *Percial, Miller, Schroeder og Leape:* Environmental Regulation, Law, Science and Policy, 1992, p. 42. Se tillige: *Pagh:* Miljøansvar: 1998, p. 218 med yderligere henvisninger.

nomisk effektivitetsperspektiv er det derfor nødvendigt at etablere institutionelle mekanismer, der sikrer, at forureningens skadevirkning overvæltes på producenterne, hvilket økonomerne betegner internalisering af miljøeksternaliteterne. For økonomerne er problemet, at miljøeffekterne ikke afspejles i markedsprisen. Målet for økonomerne er at finde institutionelle mekanismer, der sikrer, at de negative miljøvirkninger af produktionen reflekteres som en produktionsomkostning, således at forureningens ulemper ikke overstiger de fordele, som den forurenende aktivitet medfører. Som middel hertil peges bl.a. på forureningsafgifter, forureningsgebyrer og skærpet ansvar for miljøskader.[33]

Inspireret af den økonomiske teori har *Bugge* i sin juridiske doktordisputats: Forurensningsansvaret (1999) anskuet PPP som et økonomisk virkemiddel. På dette grundlag tillægges PPP tre betydninger: (1) som et økonomisk effektivitetsprincip (internalisering af miljøomkostninger opfattes i økonomisk teori som udtryk for økonomisk effektivitet); (2) et princip om retfærdig fordeling af omkostninger mellem forurener og skadelidt; og (3) som et krav om sikring af en vis miljøkvalitet.[34] Svagheden ved denne tilgang er, at den primært tjener en fordelingspolitisk argumentation og synes at overvurdere det strenge ansvars præventive virkning. Den juridiske argumentation ender hermed meget tæt op af den politiske. Det er ganske vist korrekt, at PPP kan anvendes som begrundelse for et strengt ansvar, i det omfang det accepteres, at et strengt ansvar har præventiv virkning, men PPP forudsætter ikke et sådant ansvar. At en sådan argumentation kan komme i konflikt med andre retsprincipper, illustreres i *Bugges* afhandling, hvor der på grundlag af de tre anførte funktioner argumenteres for objektivt grundejeransvar, for at se bort fra konkursordenen ved forurening, for at se bort fra selskabsrettens betingelser for ansvarsgennembrud, og helt ses bort fra tabspulveriseringen.[35] Se til sammenligning *B. Sandvik*, som i disputatsen Miljöskadeansvar (2002) stiller spørgsmål ved det objektive miljøansvars præventive effekt og i stedet lægger vægt på genopretningsaspektet. I samme retning *Larsson* i dennes disputats, »The law of Environmental Damage, 1999, hvor der med baggrund i genopretningshensyn peges på fonds- eller forsikringsløsninger.

I dansk juridisk teori har Bugges synspunkter fået tilslutning fra *Basse og Anker*, der hævder, at »EF-domstolen har bidraget til at skabe klarhed vedrørende størrelsen af det beløb, der skal betales samt vedrørende de kriterier, der kan udløse en betalingsforpligtelse«, uden at kilder til dette udsagn dog anføres. Tilsvarende antages på grundlag af Miljøklagenævnets afgørelse i MAD 2002.733 som gældende ret, at listevirksomheder kan påbydes oprydning af forurening på grundlag af mbl § 41 sammenholdt med kodificeringen af PPP i mbl § 4, stk. 4. Yderligere antager *Basse og Anker*, at PPP »i dag [kommer] til udtryk både som et princip, der retter betalingsansvaret imod forureneren og som et brugeren beta-

33. For en mere fyldig gennemgang af økonomisk teori se *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 258 ff.
34. En tilsvarende tilgang ses hos *de Sadeleer:* Environmental Principles – From political slogans to legal rules, 2002, p. 21 ff, der på dette grundlag opfatter PPP som et retrospektivt princip (hvem skal betale for miljøskader) og henregner de forebyggende aspekter af PPP til forebyggelsesprincippet, hvilket der ikke er historisk belæg for.
35. I samme retning *Jan Darpö:* Eftertanke og förutseende, 2001 (disputats), hvor ansvar for miljøskader alene opfattes som et offentligretligt anliggende.

ler-princip, hhv. et princip om omkostningsægte priser«. I relation til fordeling af udgifter til areal- og naturbeskyttelse argumenteres for et »brugeren betaler-princip«.[36]

Efter min opfattelse må disse synspunkter afvises. Fra EF-domstolen foreligger kun en enkelt dom, nemlig sag C-1/03 *Walle*, hvor der er taget stilling til ansvar for forureningsskader. Sagen angik, om et olieselskab på grundlag af EU's affaldsdirektiv kunne gøres ansvarlig for en jordforurening fra en bortforpagtet olietank. EF-domstolen besvarede dette med, at olieselskabet kunne gøres ansvarlig for oprydningsudgifterne i det omfang, forureningen kunne tilregnes olieselskabets fejl – dvs. et resultat, der i alle tilfælde vil følge af den almindelige culparegel. Den af *Basse og Anker* anførte udlægning af mbl § 41 er siden afvist af Højesteret i U 2006.1531 H (23/2), hvor Højesteret netop understreger, at påbud til listevirksomheder efter mbl § 41 ikke kan anvendes som grundlag for ansvar for forureninger, men alene har forebyggende sigte.[37]

Hvad angår de øvrige synspunkter om at brede PPP ud til en videre kreds er det korrekt, at der i lovgivningen er eksempler på de anførte allokering af økonomiske byrder ved forebyggelse og genopretning af miljøskader. Heraf kan imidlertid ikke nødvendigvis sluttes, at denne retsudvikling er en følge af PPP, da de forskellige eksempler er meget konkret begrundet. Det forekommer ligeledes betænkeligt at operere med et generelt »brugeren betaler-princip« i areal- og naturbeskyttelseslovgivningen, da dette vil tømme beskyttelsen af den private ejendomsret til fast ejendom fra indhold. Problemet med *Basse og Ankers* betragtninger om PPP er, at der savnes den fornødne afvejning af PPP med andre retsgrundsætninger, hvormed overvejelserne som *lege de ferenda*-betragtninger savner tyngde.

I det følgende gives en kortfattet belysning af, hvordan de forskellige funktioner af PPP virker sammen med andre retsgrundsætninger.

5.4.1 Statsstøtte

Konsekvensen af frihandelsaspektet er, at offentlig finansiering af forebyggelse af forurening skal godkendes af Kommissionen efter reglerne om statsstøtte i TEF artikel 88(3). Godkendelse vil som hovedregel ikke kunne forventes.[38] Da begrebet statsstøtte fortolkes udvidende, vil også en offentligt finansieret oprydning efter en virksomhed, der har handlet ansvarspådragende, være omfattet af kravet om godkendelse af Kommissionen – men bevisproblemer medfører formentlig, at det skal være åbenbart, at det er muligt at gøre et ansvar gældende mod den pågældende virksomhed.[39] Er der ydet

36. *Basse og Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 119 ff – citaterne er fra p. 120.
37. Om dommen, se *Pagh:* TfM 2006, p. 81.
38. Nærmere retningslinjer for, hvornår statsstøtte til miljøbeskyttelse kan forventes godkendt, fremgår af Kommissionens meddelelse om EF-rammebestemmelser for statsstøtte til miljøbeskyttelse (EFT 2001, C-37/3) – og hertil uddybende *Vesterdorf:* Statsstøtte, 2002, p. 93 ff. Det fremgår af forordning 69/2001, at statsstøtte under 100.000 Euro ikke skal anmeldes
39. *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 248 ff. Lidt anderledes sondrer *Vesterdorf* ikke mellem, om der er handlet ansvarspådragende ved oprydning af forurenede industrigrunde, eller

statsstøtte uden godkendelse fra Kommissionen, skal den modtagne støtte tilbagebetales.[40] Samme overvejelser gør sig i princippet gældende i forhold til den nye regel om statsstøtte i konkurrencelovens § 11 a.

5.4.2 Erstatningsfri regulering og ejendomsretten

Det kan diskuteres, om PPP påvirker den erstatningsfri regulering af ejendomsrettens grænser. Også før PPP blev moderne, kunne myndighederne kræve, at virksomheder begrænsede deres forurening, uden at dette gav virksomhederne krav på kompensation, når det drejede sig om indgreb begrundet i fare for liv eller sundhed. Men denne begrænsning af beskyttelsen af den private ejendomsret var baseret på beskyttelsen af den offentlige sundhed suppleret af naboretlignende overvejelser: – når en virksomhed kan ifalde naboretligt ansvar for at påføre omgivelserne ulemper, har virksomheden ikke krav på kompensation, hvis myndigheden på grundlag af lov griber forebyggende ind.

Vedtagelsen af mbl i 1973 markerede den principielle ændring, at forebyggelsen af forurening nu også skulle hindre væsentlig forrykkelse af den økologiske balance.[41] På dette grundlag antog teori og lovgiver, at krav om forureningsbegrænsning var erstatningsfri regulering af ejendomsrettens grænser. Tre reservationer blev dog taget. Dels havde virksomheder, der havde opnået miljøgodkendelse, krav på en retsbeskyttelsesperiode, hvor investeringer kunne afskrives; dels ville krav om godkendelse af bestående virksomheder begrundet i et ekstraordinært behov for at forbedre miljøkvaliteten udløse krav om ekspropriation; og endelig ville påbud om forureningsbegrænsning i helt ekstraordinære tilfælde udløse krav om ekspropriation.[42]

om den, som nyder fordel, også er forurener (*Vesterdorf:* Statsstøtte, 2002, p. 98). Denne udlægning må afvises, da den forudsætter, at der via statsstøttereglerne skulle være indført et objektivt grundejeransvar, hvilket i dansk ret er afvist i U 1991.674 H.

40. Det fremgår dog af EF-domstolens dom i C-351/98, *Spanien mod Kommissionen*, at Kommissionen er bundet af meddelelsen, og at Kommissionen derfor ikke kan kræve ikke-anmeldt støtte tilbagebetalt, hvis støtten skulle godkendes efter Kommissionens retningslinjer.
41. Se Betænkning 590/1970 om omgivelseshygiejne, p. 27 f (med kritik af den daværende ordning); FT 1972-73, A, sp. 3933 (hvori angives den udvidede beskyttelsesinteresse) – og hertil uddybende, *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 143.
42. Se Erstatningsudvalgets betænkning, Miljølovgivning og erstatning, oktober 1976, p. 31-32 vedrørende påbud. For en mere samlet fremstilling af overvejelserne, se: *Haagen Jensen:* Dansk Miljøret, bd. III, p. 59 og 158 ff; *Bjerring og Møller:* Kommenteret Miljøbeskyttelseslov, 1986, p. 282 ff og 309. Motivudtalelserne til loven tager ikke direkte stilling, men forudsætter dette undersøgt samt gennemførelse af nye tilskudsordninger for indførelse af forureningsbegrænsende teknologi (FT 1972-73, A, sp. 3908).

Det er tvivlsomt, om disse reservationer kan opretholdes efter U 1997.157 H, hvor ekspropriationskrav for afslag på råstofindvinding blev anerkendt direkte på grundlag af grl § 73 med den begrundelse, at det ikke var sandsynliggjort, at fortsat råstofindvinding vil indebære en nærliggende fare for forurening af grundvandet. Havde der derimod foreligget en sådan nærliggende fare, var ekspropriationskravet formentlig blevet afvist.

Selv om PPP begrunder, at krav om forureningsbegrænsning er erstatningsfri regulering af ejendomsrettens grænser, er accepten heraf i dansk ret sket som en gradvis retsudvikling.[43] Helt klar er retsstillingen dog ikke, som det fremgår af U 1998.1669 H, hvor Højesteret énstemmigt afviste ekspropriationserstatning for krav om to meters dyrkningsfri bræmme langs vandløb med henvisning til indgrebets manglende intensitet. Et flertal udtalte yderligere, »at indgrebet må anses for velbegrundet deri, at dyrkning af vandløbsnære arealer – som også antaget ved lovens vedtagelse – betyder en væsentlig forøgelse af risikoen for forurening af vandløb med betydelige rensningsudgifter til følge«. Problemet er, at hvis flertallets præmisser lægges til grund, er intensitetskriteriet irrelevant, da indgrebet i så fald under alle omstændigheder ikke vil være ekspropriativt. Ved at anføre begge begrundelser holdt flertallet en mulighed åben for ekspropriationserstatning i ekstraordinære tilfælde. Om denne mulighed også kan opretholdes, efter at EU med direktiv 2004/35 om miljøansvar har udvidet det erstatningsretlige værn, må anses for tvivlsomt, da det vil forudsætte, at der kan ydes kompensation for at undlade handlinger, som vil medføre erstatningspligt.[44]

5.4.3 Erstatningsretten

PPP's betydning for erstatningsretten går i to retninger. Dels udvider PPP det erstatningsretlige værn, dels angiver PPP mulige ansvarssubjekter for forureningsskader. Da det sidste også gælder i forhold til den forebyggende regulering, behandles dette samlet nedenfor om pligt- og ansvarssubjekt.

PPP indebærer en udvidelse af det erstatningsretlige værn i den forstand, at forurening medfører erstatningspligt for udgifterne til genopretning af miljøet, når betingelserne for ansvar ellers er opfyldt.[45] Heraf følger omvendt, at PPP ikke automatisk medfører objektivt ansvar, men kan begrunde et sådant,

43. Se uddybende *Pagh:* Miljøansvar 1998, p. 331 ff.
44. Uddybende *Pagh:* Juristen, 2005, p. 10 og *Krämer:* Environmental Law & Management, 2004, p. 5.
45. Dette var ikke tilfældet tidligere, hvor det erstatningsretlige værn var begrænset til person- og tingsskade samt naboretlige ulemper, jf. eksempelvis U 1958.365 H. Se uddybende *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 449 ff.

i det omfang det antages, at skærpede ansvarsregler virker præventivt. Om dette er tilfældet, er overladt til lovgiver. Udvidelsen af det erstatningsretlige værn giver dog anledning til betydelig tvivl. Dels vil erstatningsansvaret næppe før gennemførelsen af EU's direktiv 2004/35 om miljøansvar omfatte truede arter og økosystemer og genopretning af disse. Dels opstår der ved forurening af privat ejendom et sammenstød mellem ejerens rådighed over privat formuesfære og almenhedens interesse i at få fjernet forureningen. Som konsekvens heraf antages, at offentlige krav om oprydning på privat ejendom af en forurening, der ikke er forvoldt af ejeren, er ekspropriative, medmindre ejeren giver samtykke.[46]

5.4.4 Pligt- og ansvarssubjekt

PPP besvarer tillige i princippet, hvem der er mulige ansvarssubjekter for skader og pligtsubjekter for forebyggende krav om forureningsbegrænsning. Det er *»forureneren«*. Svaret giver dog begrænset vejledning, da forurening kan indtræde ved komplicerede årsagskæder.

Fortolket udvidende vil den, som fremstiller og sælger kemikalier, der senere ender i grundvandet være forurener, ligesom den der har en ejendom, hvorfra andre driver forurenende aktiviteter, vil være forurener. Anses PPP som umiddelbart gældende, vil kemiske producenter, olieselskaber og udlejere efter en sådan udvidende fortolkning *per se* være forurener – og dermed automatisk pligt- og ansvarssubjekt for forebyggende krav henholdsvis for genopretning efter miljøskader. Fortolkes PPP indskrænkende, begrænser forureneren sig til den, der direkte forvolder forureningen, og tillægges denne fortolkning umiddelbar virkning, vil det afskære mulighed for at forpligte andre – og til tider mere relevante – led i årsagskæden.

Det anførte illustrerer, at PPP giver begrænset vejledning for, hvem der faktisk er pligtsubjekt, henholdsvis ansvarssubjekt, ligesom det forklarer, hvorfor pligtsubjekt for den forebyggende miljølovgivning ikke i alle tilfælde er sammenfaldende med ansvarssubjekt for de skader, som måtte indtræffe. Generelt må både ansvarssubjekt og pligtsubjekt for forurening udfindes på grundlag af adækvansbetragtninger, hvor det bærende synspunkt er, i hvilket omfang det pågældende årsagsleds handlinger kan forventes imødegået i senere årsagsled. Den præcise konsekvens heraf er dog langt fra afklaret. Hvem der i det enkelte tilfælde er pligt- henholdsvis ansvarssubjekt må besvares

46. *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 170 ff – og se tillige *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 388 og 460.

konkret på grundlag af den relevante lovgivning. Enkelte hovedsynspunkter kan dog anføres.

For forebyggelse af forurening gælder en næsten undtagelsesfri regel om, at pligten og udgiften hertil påhviler operatøren, dvs. den der vil etablere henholdsvis driver den forurenende aktivitet. Når det gælder andre indgreb i arealanvendelsen, har det hidtidige hovedsynspunkt i dansk ret været, at beskyttelsen af den private ejendomsret betyder, at forebyggende indgreb ikke kan ske i den hidtidige lovlige arealanvendelse uden erstatning til ejeren. Generelle krav som led i den almindelige samfundsudvikling må ejeren dog tåle uden kompensation – idet der må tages forbehold for særligt indgribende krav. Vedrørende udgifterne til affaldsbortskaffelse er der i affaldsdirektivet, artikel 15 taget udtømmende stilling til, hvem disse udgifter kan pålignes. Efter denne bestemmelse påhviler udgiften som udgangspunkt affaldsproducenten, men kan tillige pålægges den oprindelige producent af det udtjente produkt eller den senere indehaver af affaldet. Udgifter til affald kan således efter affaldsdirektivet pålægges alle de erhvervsmæssige aktører, der indgår i affaldets kredsløb. Dette betyder ikke, at PPP er uden betydning for, hvem der kan være mulige pligtsubjekter. EF-domstolen har således i sag C-293/97, *Standley* fastslået, at PPP forhindrer, at landbruget kan pålægges byrden for at begrænse virkningen af nitratforurening fra byerne ved gennemførelse af EU's nitratdirektiv (91/676). Som konsekvens heraf er PPP formentlig til hinder for, at bestemte virksomheders (eller erhvervs) udgifter til affalds- eller spildevandsbehandling finansieres af andre erhverv, andre virksomheder, eller dækkes over husstandenes affalds- og spildevandsgebyrer.

Når det gælder ansvar for forureningsskader, kan PPP begrunde, at der ikke pålægges grundejeransvar. I U 1991.674 H afviste Højesteret et objektivt grundejeransvar på grundlag af konkret lovfortolkning.[47] I U 2001.2045 H frifandt byretten med henvisning til PPP et ApS for et ulovligt affaldsdepot etableret af et selskab, der var gået konkurs, mens Højesteret domfældte det

47. Se hertil *Poul Sørensen:* UfR. 1992 B, 341; Betænkning 1237/1992 om erstatning for miljøskader, p. 189 f; *Basse:* Forurenet jord, 1992, p. 176; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 350; *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 151; *Bjerring & Møller:* Mbl kommentar, 1998, p. 261 ff; *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, p. 407. Omvendt har *Bugge* i relation til norsk ret argumenteret for, at PPP ikke afskærer et objektivt grundejeransvar (*Bugge:* Forurensningsansvaret, 1999, p. 537 ff og tilsvarende *Darpö:* Eftertanke och förutseende, 2001, p. 307 – og i samme retning, men som lege ferenda *Basse:* Jur. 1999. p. 230). En endnu mere vidtgående variant er valgt i USA i den såkaldte Superfund lov – se herom *Pagh:* Amerikansk miljøret, 1994, p. 312 ff, hvor det tillige belyses, hvorledes EU's henstilling 75/436 kan begrunde en udvidelse af, hvem der kan gøres ansvarlig for forureningsskader.

nye selskab og dettes ejer, uden at der i den anledning blev gjort bemærkninger om PPP. Selv om UfR 1991.674 H afviste et objektivt grundejeransvar, kan dommen ikke tages til indtægt for, at PPP afskærer lovgiver fra at indføre et sådant ansvar. Omvendt er domfældelsen i U 2001.2045 H næppe udtryk for en almindelig regel om succession i ansvar. Derimod må dommen formentlig tages som udtryk for, at en ny operatør overtager de forpligtelser til at overholde de vilkår, som var forudsætningen for, at den tidligere operatør kunne drive virksomheden.[48] Med direktiv 2004/35 om miljøansvar er der udtrykkeligt taget stilling til, hvem der kan være ansvarssubjekt efter direktivet. Efter direktivet påhviler ansvaret operatøren, der i artikel 2(6) er defineret som »*en fysisk eller juridisk, privatretlig eller offentligretlig person, der driver eller kontrollerer den erhvervsmæssige aktivitet, eller som, såfremt dette fremgår af national lovgivning, har fået overdraget afgørende økonomisk beslutningsmyndighed med hensyn til den tekniske drift af aktiviteten, herunder indehaveren af en tilladelse til eller godkendelse af en sådan aktivitet eller den person, der registrerer eller anmelder en sådan aktivitet*«. Som det fremgår, efterlader definitionen et spillerum for medlemsstaterne, men afskærer f.eks., at grundejeren gøres ansvarlig for de miljøskader, der omfattes af direktivet. Da direktivet gennemfører PPP, synes det umiddelbart udelukket at gøre andre retssubjekter ansvarlige end dem, der falder under definitionen. Problemet er, at efter miljøansvarsdirektivets artikel 16(1) hindrer direktivet ikke, at medlemsstaterne vedtager strengere regler som f.eks. »påvisning af yderligere ansvarlige parter« ansvarlige. I lyset af PPP og direktivets mål synes muligheden dog begrænset til, at disse andre parter subsidiært gøres ansvarlig.

5.4.5 Folkeretligt naboansvar og staters subsidiære ansvar efter EU-retten

For det folkeretlige naboretsansvar indebærer PPP, at hver stat er ansvarlig for, at der ikke fra dens territorium udgår forurening, som skader andre staters berettigede anvendelse af deres højhedsret. I lyset af bæredygtighedsprincippet kan denne forpligtelse muligvis udvides til at omfatte det åbne hav og andre global commons, men i hvilken udstrækning dette er tilfældet, fremstår dog usikkert.

48. Se *Trenskow:* UfR 2003B.193, der dermed imødegår min kritik af U 2001.2045 for at acceptere succession i et håndhævelsespåbud (se *Pagh:* UfR 2001B.479). Problemet var, at det første påbud fejlagtigt var meddelt med henvisning til mbl § 41, selv om der var tale om lovliggørelse efter mbl § 69, jf. uddybende *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, 2003, p. 149 ff.

EU-retten tilføjer et selvstændigt aspekt til det folkeretlige ansvar, idet EU's miljøregler må tages som udtryk for, at medlemsstaterne hver for sig har en forpligtelse til at sikre den af EU fastsatte beskyttelse af miljøet. I den forstand er medlemsstaterne pligtsubjekt efter EU-retten. Fører manglende opfyldelse af denne forpligtelse til, at der f.eks. sker skade på et EU-fuglebeskyttelsesområde, kan medlemsstaten holdes ansvarlig herfor ved traktatbrudssager ved EF-domstolen. Og da medlemsstaterne efter traktaten er forpligtet til at bringe retsbruddet til ophør, hvilket kan sanktioneres med tvangsbøder, vil der på dette grundlag kunne bestå en genopretningsforpligtelse for medlemsstaten. Hertil kommer, at en sådan forpligtelse formentlig tillige kan indlægges i EF-domstolens doktrin om staternes subsidiære erstatningsansvar, jf. nærmere ndf. om genopretningsprincippet.

5.4.6 Genopretningsprincip

I forhold til fremtidige generationer begrunder PPP i lyset af bæredygtig udvikling et genopretningsprincip. Miljøskader fra forurening skal derfor så vidt muligt søges genoprettet og ikke ligge fremtidens generationer til byrde. Samme resultat kan tillige udledes af princippet om at miljøskader fortrinsvis skal søges udbedret ved kilden i TEF artikel 174(2), jf. nærmere ndf. i afsnit 5.6.

I det omfang den eller de konkrete forurenere ikke kan gøres ansvarlig for genopretning af miljøskader, begrunder dette, at staten, som en art public trustee, har et subsidiært ansvar for at sikre genopretning. Den nærmere rækkevidde af dette ansvar beror dog på nærmere regler. I folkeretten ses genopretningsprincippet kun sporadisk gennemført og kædet sammen med et loft over den ansvarlige skadevolders ansvar.[49]

49. For olieforurening fra skibe er indført to parallelle regimer: Erstatningskonventionen og Fondskonventionen fra 1969, der begge er suppleret af protokol fra 1992. Efter erstatningskonventionen begrænses redderens ansvar, og skader, der ligger herudover, skal dækkes af en fond, hvis midler skaffes ved et gebyr på importeret olie. Reglerne er i dansk ret gennemført i søloven. Se herom Betænkning 694/1974; *Philip:* UfR 1971B.149; *Pagh:* Amerikansk miljøret, 1994, p. 206 ff; *Højer Larsen:* UfR 1997B.157; *Pagh:* Miljøansvar: 1998, p. 200 f; *Birnie & Boyle:* International Law & the Environment, 2002, p. 385 ff. For nukleare skader er i Paris-konventionen fastsat loft på 60 mio SDR for ansvaret for det enkelte atomkraftværk med subsidiær hæftelse for staten med loft på 300 mio SDR, men således at alle konventionstater bidrager til dækning af skader over 175 mio SDR. Reglerne er gennemført i dansk ret i lov om erstatningsansvar for atomskader (se betænkning 286/1961 og betænkning 482/1968 samt FT 1988-89, A, sp. 343-351). Se tillige *Sands:* Principles of International Environmental Law, 2002, p. 905 ff.

I EU-retten kan genopretningsprincippet derimod ses som en følge af EF-domstolens praksis, hvorefter medlemsstaterne er erstatningsansvarlige for skader, der skyldes en ikke undskyldelig mangelfuld gennemførelse af EU-retten, hvis skaden ikke kan genoprettes på anden vis. Det forudsættes, at den mangelfulde gennemførelse ikke er undskyldelig. Der er grund til at understrege, at statens manglende gennemførelse af EU's miljøregler ikke kun angår den formelle gennemførelse af direktiver i love, men tillige den faktiske gennemførelse, jf. f.eks. sag C-365/97, *Kommissionen mod Italien* om et ulovligt affaldsdeponi i nedlagt stenbrud i San Rocco-dalen ved Napoli. Selv om de italienske myndigheder havde indledt straffesag mod ejeren af den ulovlige losseplads og lukket adgangsveje, blev Italien dømt for at overtræde artikel 8 i direktiv 75/442 om affald (nu artikel 8 i direktiv 2006/12), da affaldet fortsat ikke var overgivet til godkendt modtageanlæg. Sammenholdes med de dagbøder, som EF-domstolen idømte Grækenland i sag C-387/97, *Kommissionen mod Grækenland* om et ulovligt affaldsdeponi på Kreta, kan retsbruddet kun udbedres ved at fjerne det ulovligt deponerede affald.[50]

Da miljøskader efter EU-retten må anses for erstatningsretligt værnede, jf. nu udtrykkeligt direktiv 2004/35 om miljøansvar, vil staten i denne forstand være subsidiært ansvarlig for genopretning. Det er omtvistet, i hvilken udstrækning borgerne vil kunne gøre et sådant ansvar for miljøskader gældende over for staten. Men på baggrund af effektivitetsprincippet (borgerne skal kunne håndhæve de rettigheder, der er tillagt efter EU-retten) og ækvivalensprincippet (samme mulighed som for tilsvarende nationale forhold), kan det ikke udelukkes, at muligheden består ved f.eks. forurening af fiskevand i strid med direktiv 78/659 om fiskevand. Den omstændighed, at Rådet og Parlamentet ikke i direktiv 2004/35 om miljøansvar fulgte Kommissionens forslag, ses ikke at ændre herved.[51]

I en vis forstand er et sådant subsidiært ansvar for staten/myndighederne også accepteret i dansk ret, da jfl's regler indebærer, at amterne har ansvaret for oprydning efter »fortidens synder«, samt hvor der ikke kan gøres et ansvar gældende. Pligten er dog begrænset til en prioriteret oprydning baseret på de økonomiske midler, der årligt stilles til rådighed. Men disse modifikationer ligger inden for rammerne af genopretningsprincippet. Derimod ses princippet ikke generelt gennemført for andre miljøskader i dansk ret, hvorfor

50. I samme retning *Krämer:* Casebook on EU Environmental Law, 2002, p. 347.
51. Se *Pagh:* Juristen, 2005, p. 10. Se tillige *Pagh:* UfR 1997B.511. Synspunktet er mere uddybende belyst i *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 341 ff – og tilsvarende *Krämer:* EC Environmental Law, 2003, p. 390; *Jans:* European Environmental Law, 2000, p. 210 ff.

statens og myndighedernes subsidiære ansvar i disse tilfælde alene kan baseres på EU-retten.

5.4.7 Konklusion

Sammenfattende angiver de seks nævnte funktioner af PPP relativt vide rammer for, hvordan lovgiver allokerer omkostningerne til forebyggelse og genopretning af miljøskader. Lovgiver forstået som EU har et vidtgående skøn både mht. hvad der kan kræves forebygget, hvem der skal anses for forurener og under hvilke betingelser denne skal betale for genopretning, ligesom der er mulighed for i særlige tilfælde, at lade skatteyderne dække udgifter til forebyggelse. Derimod er Folketingets skønsbeføjelser betydeligt indskrænket af EU-regler.

5.5 Forsigtighedsprincippet

Forsigtighedsprincippet stammer fra Tyskland. I løbet af 1980'erne fandt princippet indpas i flere folkeretlige aftaler, hvorefter det opnåede mere almen anerkendelse i 1992, hvor det blev traktatfæstet i EU [TEF artikel 174(2)] og optaget som Rio-erklæringens 15. princip, der lyder:

»In order to protect the environment, the precautionary approach shall be widely applied by the states according to their capabilities. Where there are threats of serious irreversible damage, lack of full scientific certainty shall not be used as a reason to postpone cost-effective measures to prevent environmental degradation.«[52]

I Danmark har der siden slutningen af 1980'erne været bred politisk tilslutning til forsigtighedsprincippet.[53] Den politiske tilslutning har dog kun i beskedent omgang udmøntet sig i lovgivning. Forsigtighedsprincippet er ikke nævnt i nogen dansk lovtekst, men er forudsat gældende for generelle retningslinjer i mbl § 3(2)(1) og er med samme formulering medtaget i hmbl § 3(2)(1) samt i en lidt anden version i genteknologilovens § 1(2), mens princippet ikke er medtaget i f.eks. jfl, nbl og kemikalieloven.

52. Når det 15. princip anvender udtrykket »approach« frem for »principle« skyldes det amerikansk modstand mod betegnelsen »princip«, da amerikanerne mener, at »approach« er mere fleksibelt.
53. Se IMV's rapport, Forsigtighedsprincippet i praksis – Konkrete anvendelser af forsigtighedsprincippet i Danmark, 2004 – hvori er opgjort 19 tilfælde, hvor princippet blev påberåbt, og hvor fire sager gennemgås mere detaljeret.

Når forsigtighedsprincippet på få år opnåede bred anerkendelse, hænger det sammen med, at princippet i hvert fald delvist løser et grundlæggende dilemma i det moderne samfund med dets teknologi og videnskab. Erfaringerne har vist, at tidligere produktionsmetoder og produkter kan have uoprettelige eller omfattende skadevirkninger, som ofte først opdages meget senere. Dette har haft to konsekvenser, nemlig dels et ønske om at få belyst mulige og langsigtede konsekvenser inden nye produkter eller produktionsmetoder tages i brug, dels et ønske om at kunne gribe ind, hvis der opstår mistanke om, at noget er farligt. Men her støder ønsket både sammen med videnskabens muligheder og begrænsninger.

Netop forfinelsen og forbedringen af den moderne naturvidenskab gør, at det på én gang er muligt både at lave bedre forudsigelser og samtidig med større vægt at angive den betydelige usikkerhed, disse forudsigelser er behæftet med. Spørgsmål udløser ikke blot svar, men også nye spørgsmål. Dette er videnskabens verden og væsen. Videnskaben kan ikke levere en 0-risiko for noget som helst. Men her støder videnskabens univers sammen med det moderne menneskes forventninger og forhåbninger. På den ene side vil vi gerne frit nyde frugterne af teknologiens frembringelser, men på den anden side vil vi ikke acceptere, at det kan betyde alvorlig fare. I sidste ende må der derfor foretages en afvejning mellem disse to hensyn.

Tidligere faldt denne afvejning sådan ud, at hensynene til handlefrihed og innovation havde forrang i den forstand, at *forudgående* indskrænkninger i handlefrihed krævede dokumentation for skadevirkninger. Gik det alligevel galt, var det retlige værn ansvar på grundlag af culpareglen, dvs. den *retrospektive* bedømmelse af, om skadevolder burde have forudset denne mulighed.

5.5.1 Hvornår kan forsigtighedsprincippet anvendes

Med forsigtighedsprincippet angives en anden balance, hvor handlefrihed og innovation ikke har samme forrang. Forsigtighedsprincippet lemper bevisbyrden for at gribe ind i handlefriheden. Samtidigt gives et svar på, hvordan den moderne retsorden kan håndtere uvished om årsagssammenhænge. Rammen for denne ændring fremgår delvist af Rio-erklæringen.

For det første retter forsigtighedsprincippet sig mod det fremadrettede. Princippet angår ikke det, der er sket, men det som muligvis kan ske. Heraf følger for det andet, at princippet ikke er relevant, hvor videnskaben kan forudsige konsekvenserne. For det tredje viser Rio-erklæringen, at princippets anvendelse er begrænset til risiko for uoprettelige eller meget alvorlige skader. Det er ikke enhver mulig risiko, der kan begrunde anvendelse af forsigtighedsprincippet. For det fjerde kan princippet ikke anvendes alene på

grundlag af gisninger. En vis videnskabeligt funderet forudsigelse er nødvendig, jf. »lack of full scientific certainty«. For det femte viser erklæringen, at princippets anvendelse stiller nogle krav til fremgangsmåden, jf. kravet om forudgående cost/benefit vurdering. For det sjette angiver erklæringen stater som pligtsubjekter, hvilket forudsætningsvis omfatter myndigheder, men ikke private borgere. For det syvende tyder erklæringen på, at indgreb ikke blot er en mulighed, men en forpligtelse til ikke at udsætte indgreb, når betingelserne herfor er opfyldt. Forbeholdet for »their capabilities« indebærer dog, at der skal tages hensyn til den enkelte stats økonomiske og tekniske muligheder.

Rio-erklæringen angiver rammen for, hvorledes forsigtighedsprincippet giver handlefriheden en svækket prioritetsstilling i form af en lempet bevisbyrde for indgreb i handlefriheden. Men hermed er ikke fuldt ud besvaret, i hvilke tilfælde denne lempede bevisbyrde for indgreb i handlefriheden finder anvendelse, i hvilket omfang forsigtighedsprincippet hjemler udvidet adgang til indgreb i handlefriheden, eller i hvilket omfang myndighederne er forpligtet til at gribe ind. Den juridiske interesse samler sig om, hvorvidt det er muligt mere bestemt at angive de retlige grænser for at bruge forsigtighedsprincippet, uanset om indgrebet sker i generel eller konkret form – og om der vil være tilfælde, hvor staten henholdsvis myndighederne har pligt til at anvende princippet.

Skal forholdet bedømmes på grundlag af dansk retspraksis, må svaret på begge spørgsmål blive benægtende. Det er sjældent, forsigtighedsprincippet overhovedet nævnes i afgørelser og domme, og hvor det er sket, har det nærmest karakter af en besværgelse, der ikke angiver, hvorfor princippet netop skulle finde anvendelse i det pågældende tilfælde.[54] Derimod har EF-domstolen og Retten i Første Instans i en række domme foretaget en mere indgående prøvelse af, hvornår princippet kan anvendes. Da disse domme i vid udstrækning må anses for bindende for den danske retsanvendelse, vil det følgende tage udgangspunkt heri.[55]

54. I dette lys er det forståeligt, når *Moe* tidligere anførte, at forsigtighedsprincippet lejlighedsvis dukker op i konkrete sager, »men kan da dække over mangel på gode faglige argumenter« – Miljøret, 4. udg. 2000, p. 31.

55. For en mere fyldig gennemgang af forsigtighedsprincippets retsvirkninger se *Pagh:* UfR 2003B.153 og *Pagh:* Risici – retten og miljøets pleje, Festskrift til Claus Gulmann, 2006, 357 med yderligere henvisninger. For en comparativ analyse af WTO v. EU i relation til GMO se *Spanggaard:* The Marketing of GMOs: A supranational battle over science and precaution, Yearbook of European Environmental Law, 2001, p. 79. Se tillige *Basse og Anker:* Miljøretten I, 2006, p. 124 ff. For en mere instrumental gennemgang af princippet, se; *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 61 ff; *Basse:* Beviskrav

Det grundlæggende problem er at bestemme, hvilke momenter der afgør, om en risiko er tilstrækkelig kvalificeret til at anvende princippet. EU-Kommissionen betegner i meddelelsen om anvendelse af forsigtighedsprincippet disse momenter som *the triggering factors* [Kom(2000)1]. Hovedsynspunktet er bekræftet af dommen sag T-13/99, *Pfizer m.fl*, hvor Retten i Første Instans udtalte (præmis 146-147):

»Forsigtighedsprincippet kan følgelig kun finde anvendelse i risikosituationer, især risiko for menneskers sundhed, hvor risikoen, uden at den bygger på rene hypoteser, der ikke er videnskabeligt efterprøvet, endnu ikke har kunnet påvises fuldt ud. I en sådan situation er begrebet »risiko« derfor en funktion af sandsynligheden af de skadelige virkninger for det af retsordenen beskyttede gode som følge af benyttelsen af et produkt eller en fremgangsmåde. Begrebet »fare« bruges i en sådan situation almindeligvis i en videre betydning og beskriver alle produkter eller fremgangsmåder, der kan have en skadelig virkning på menneskers sundhed.«

Heraf følger, at triggering factor bestemmes af to elementer, nemlig dels *omfanget og arten* af den skade, som frygtes at kunne indtræde, og dels *sandsynligheden* for, at denne skade indtræder. Med meddelelsen anviser Kommissionen, hvordan disse to momenter indkredses, hvilket suppleres med anvisninger på, hvordan de anvendes, hvis man når frem til, at forsigtighedsprincippet skal anvendes i det foreliggende tilfælde. Anvendelse af forsigtighedsprincippet forudsætter derfor en bestemt fremgangsmåde

5.5.2 Fremgangsmåde ved anvendelse af forsigtighedsprincippet

Kommissionens overordnede systematik er bekræftet i de seneste EF-domme. Først er indgående prøvet, om betingelserne for anvendelse af forsigtighedsprincippet var opfyldt, hvilket betegnes *risikovurderingen*. Er svaret herpå bekræftende, sker en retlig prøvelse af, om de indgreb, der er besluttet, opfylder de krav til *risikostyringen*, som stilles, når indgreb sker på grundlag af forsigtighedsprincippet. Beslutning om at anvende forsigtighedsprincippet skal således ske i to faser: (I) *risikovurderingen* (risk assessment), dvs. stillingtagen til om forsigtighedsprincippet finder anvendelse, og (II) *risikostyringen* (risk management) dvs. de indgreb, der iværksættes, når det er besluttet at anvende forsigtighedsprincippet.

Sondringen mellem risikovurdering og risikostyring er afgørende i den retlige prøvelse. Den yderligere underinddeling under de to hovedkategorier besvarer nemlig de principielle problemer, som prøvelsen rejser, om arten og

og Retlige vurderinger, Retlig Polycentri, 1993, p. 51 ff; *Rehbinder:* The Precautionary Principle, i Miljørettens Grundspørgsmål, 1994, p. 93 ff.

karakteren af domstolenes censur af lovgivers og myndigheders beslutning om at gribe ind. På den ene side begrunder hensynet til producenter og forbrugere, at ikke enhver pressehistorie ender som et indgreb. Men på den anden side begrunder lovgivers demokratiske legitimation, at den demokratiske proces må have et betydeligt spillerum. Afvejet over for hinanden begrunder dette, at lovgivers spillerum er større mht. fastsættelse af beskyttelsesniveau end mht. valg af indgreb – men i alle tilfælde ikke ubegrænset. Heraf følger tillige, at forsigtighedsprincippet ikke begrunder en lempelse af legalitetskravet i forhold til forvaltningen, der ikke har lovgivers demokratiske legitimation. Da der er tale om en forholdsvis kompliceret prøvelse, er det fundet nødvendigt at gennemgå den mere minutiøst.

5.5.2.1 Risikovurderingen

Før der overhovedet er anledning til at overveje, om forsigtighedsprincippet skal anvendes på et givet produkt eller en proces, må en eller flere risici være identificeret. Denne identifikation ligger nødvendigvis, før en risikovurdering iværksættes, og er, som Kommissionen anfører, ikke undergivet retlige begrænsninger. Identifikation af en risiko kan skyldes en ulykke (dvs. erfaring), men kan også bygge på nyere forskning. Forskellen er dog i retlig sammenhæng ligegyldig, da juraen ikke lægger bånd på videnskabens mulighed for at identificere eller undersøge nye risici.

Når dette forstadium er passeret, opstår det retlige og politiske spørgsmål: om der skal reageres med retsmidler på den risiko, som hævdes identificeret. Og det er her risikovurderingen får betydning. I sag T-13/99, *Pfizer m.fl.* blev det præciserende fastslået, at risikovurderingen består af to dele. Først skal lovgiver fastlægge det *risikoniveau*, der anses for uacceptabelt, og herefter skal lovgiver vurdere, om *dette niveau er overskredet* i det foreliggende tilfælde. I begge faser forudsættes, at lovgiver træffer beslutning på grundlag af videnskabelige data. Såfremt beslutningen træffes af en myndighed, gælder det samme – men her suppleret med det almindelige krav om lovhjemmel. Sondringen mellem de to faser i risikovurderingen er vigtig for karakteren af den retlige prøvelses intensitet. Som det blev anført i sag T-13/99, *Pfizer:*

»tilkommer det [...] fællesskabsinstitutioner at fastsætte det beskyttelsesniveau, der anses for passende. Under hensyn hertil skal [lovgiver] følgelig i forbindelse med dette første led i risikovurderingen fastlægge det risikoniveau – dvs. den kritiske sandsynlighedstærskel for skadevirkningerne for menneskers sundhed og for omfanget af disse potentielle virkninger – som de ikke længere anser for acceptabelt for dette samfund, og som, hvis det overskrides, af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed gør det nødvendigt at gribe til præventive foranstaltninger uanset den herskende videnskabelige usikkerhed.« (min fremhævelse).

Første led af risikovurderingen er således overladt til politikken, men efter dommen med tre modifikationer. Dels må beslutninger ikke sigte mod et »nul-risikoniveau«;[56] dels skal lovgiver tage hensyn til kravet i TEF artikel 129 om at »sikre, at menneskers sundhed beskyttes på et højt niveau, der for at være foreneligt med denne bestemmelse ikke nødvendigvis skal være det teknisk højst mulige«; og endelig skal der ved fastlæggelse af det acceptable risikoniveau tages hensyn til de mulige skadevirkningers alvor og omfang samt mulige senere virkninger. Prøvelsen af, om disse betingelser er opfyldt, bygger dog på, at lovgiver har et vidt skøn. Der tages alene stilling til, om udøvelsen af dette skøn er åbenbart urigtig eller behæftet med magtfordrejning.[57]

Herefter når man frem til andet led af risikovurderingen, hvor der skal tages stilling til, om der er behov for at gribe ind. Og her bliver de retlige bindinger af lovgiver stærkere – og synes forskellig fra den måde, problemet har været opfattet på i Danmark. Ikke blot er lovgiver bundet af fremgangsmåden. I miljøvurderingens anden fase – dvs. ved beslutningen af, om der er grundlag for at anvende forsigtighedsprincippet – stilles krav om videnskabelighed både mht. data, grundlag og metode. Det skal således være videnskabeligt belæg for, at der muligvis er en risiko. Til illustration kan nævnes sag C-314/99, *Holland mod Kommissionen*, hvor Kommissionens forlængelse af Sveriges mulighed for helt at forbyde brug af cadmium blev annulleret. EF-domstolen henviste til, at der alene kunne udstedes tekniske tilpasningsdirektiver til direktiv 76/769, når der foreligger nye pålidelige videnskabelige oplysninger om risikoen ved et farligt stof – og dette var ikke opfyldt.

Hvad der ligger i kravet om *videnskabelighed*, er der kun indirekte taget stilling til. Ifølge *Pfizer-dommen* stilles krav om, at den videnskabelige rådgivning opfylder tre betingelser: kompetence, uafhængighed og åbenhed. *Kompetence* forudsætter, at udsagn fremsættes af videnskabelige eksperter og underbygges af accepterede videnskabelige metoder; *uafhængighed* stiller krav om, at den videnskabelige ekspert ikke økonomisk eller ansættelsesmæssigt har interesse i et bestemt resultat; og *åbenhed* er for at sikre mulighed for kontrol. Hermed er givet et svar på, hvordan domstolene kan overvin-

56. Konsekvensen heraf er dog ikke helt klar. I sag C-121/00, *Hahn* accepterede EF-domstolen, at Østrig fastsatte en nul-tolerance for listeria monocytogenes i røgede fiskerivarer, selv om det relevante direktiv alene angav, at medlemsstaterne kunne fastsætte »en acceptabel risiko«.
57. Se f.eks. sag C-180/96, *UK mod Kommissionen* om kogalskab (BSE); sag T-13/99, *Pfizer* om vækstfremmere og resistens og sag C-341/95, *Bettati* om ozonlagsnedbrydende stoffer.

de skismaet mellem videnskab og retsfaktum og samtidig er det sikret, at også mere usikkert funderede videnskabelige antagelser kan være en relevant del af retsfaktum.

Er betingelsen om videnskabelig identificeret risiko opfyldt, retter prøvelsen sig mod, hvordan de videnskabelige data anvendes. Karakteren af denne prøvelse fremgår ligeledes af sag T-13/99, *Pfizer*.

Baggrunden for sagen var et dansk forbud mod virginiamycin – en vækstfremmer til dyr indeholdende antibiotika. Midlet havde været tilladt af EU siden 1970. Danmark henviste til beskyttelsesklausulen i direktiv 70/524 om tilsætningsstoffer til foderstoffer og anførte som begrundelse en rapport fra Statens Veterinære Serumlaboratorium. Heraf fremgik, at virginiamycin muligvis kunne give problemer med krydsresistens ved behandling af mennesker med et bestemt lægemiddel, som ganske vist ikke aktuelt blev anvendt i Danmark, hvorfor der ikke forelå en akut fare. Forelagt den danske notifikation meddelte den Stående Foderstofkomité (SCAN), at der ikke var grundlag for, at Danmark forbød virginiamycin. Den danske regering fremsendte kort efter en ny undersøgelse, som SCAN i november 1998 afviste indeholdt nye oplysninger. I december 1998 vedtog Rådet forordning 2821/98 med tilbagekaldelsen af godkendelsen af virginiamycin. Pfizer, der var eneste producent af den forbudte vækstfremmer, anlagde herefter sag og påstod forbuddet kendt ugyldig. I forhold til anden fase af risikovurderingen gjorde Pfizer gældende, at betingelserne ikke var opfyldt for, at Danmark kunne benytte beskyttelsesklausulen, og at Rådet derfor ikke efter direktiv 70/524 havde beføjelse til at tilbagekalde tilladelsen til virginiamycin. Retten anerkendte, at der ved anvendelsen af forsigtighedsprincippet må »lægges endnu større vægt på overholdelsen af de garantier, som fællesskabsretten giver mht. den administrative sagsbehandling«. Indsigelsen blev dog afvist uden stillingtagen til lovligheden af den danske brug af beskyttelsesklausulen, da dette ikke havde indflydelse på lovligheden af EU-beslutningen. Retten henviste til, at direktivet krævede, at Kommissionen gennemførte sine egne undersøgelser, hvilket var sket. Pfizer gjorde tillige gældende, at det videnskabelige grundlag for risikovurderingen var utilstrækkeligt. Retten bemærkede hertil, at forsigtighedsprincippet netop indebærer, at der ikke kan kræves fuldstændige videnskabelige undersøgelser, men at der alene kan kræves »en videnskabelig risikovurdering, der er så udtømmende som muligt under hensyn til den konkrete sags særlige omstændigheder«. Retten anførte dog som betingelse, at »den videnskabelige risikovurdering, der foretages af videnskabelige eksperter, [skal] give den kompetente myndighed tilstrækkeligt pålidelige og sikre oplysninger for at sætte den i stand til at bedømme den fulde rækkevidde af det rejste videnskabelige spørgsmål«. I det foreliggende tilfælde fandt Retten i Første Instans, at begge disse betingelser var opfyldt, men dommen indeholder en forholdsvis grundig gennemgang af både oplysningsgrundlaget – og mest overraskende – af lovgivers evne til at bedømme disse oplysninger.

Pfizer-dommen opstiller således tre krav til anden fase af risikovurderingen: (1) at der gennemføres så udtømmende videnskabelige undersøgelser som muligt under omstændighederne; (2) at der af videnskabelige eksperter foretages en risikovurdering; og (3) at lovgiver kan forstå denne risikovurdering. Af dommen fremgår, at alle tre betingelser prøves relativt intenst. Hertil

kommer, at hvis det pågældende forhold er omfattet af EU-procedureregler, gælder disse også for anvendelse af forsigtighedsprincippet. Realiteten i disse betingelser fremgår af dommen i sag T-74/00, *Artegodan m.fl.*, hvor Kommissionens tilbagekaldelse af bestemte anoreksi-lægemidler blev annulleret, bl.a. fordi der ikke var foretaget en vurdering af det acceptable risikoniveau.

EF-dommens prøvelse af det videnskabelige belæg for lovgivers beslutninger kan set med danske øjne forekomme overraskende. Hertil må dog bemærkes, at det i forvejen fulgte af EF-domstolens faste praksis, at medlemsstaters indgreb i samhandlen skal kunne begrundes med videnskabeligt funderede oplysninger. I denne kontekst er forsigtighedsprincippet udtryk for en mindre lempelse. Kravet om videnskabeligt funderet beslutningsgrundlag indebærer ikke, at videnskaben træder i lovgivers sted. Tværtimod understreges i sag T-13/99, *Pfizer*, at de videnskabelige udvalg ikke er udstyret med demokratisk legimation eller politisk ansvar, hvorfor lovgiver kan fravige den videnskabelige vurdering, når blot der gives en begrundelse.

5.5.2.2 Risikostyringen

Forsigtighedsprincippet har ikke kun indflydelse på risikovurderingen, men også på risikostyringen, dvs. de foranstaltninger, som iværksættes for at imødegå risikoen. I sag C-1/00, *Kommissionen mod Frankrig* om franske handelsrestriktioner for at undgå spredning af kogalskab foretog EF-domstolen således en vurdering af, om EU's beskyttelsesordning var utilstrækkelig. Selv om processuelle forhold afskar en prøvelse af gyldigheden af EU-reglerne, synes forsigtighedsprincippet således at have påvirket Frankrigs handlemuligheder.

Typisk går den retlige prøvelse på, om beskyttelsesordningen er for vidtgående. Generelt omfatter dette en prøvelse af, om proportionalitets-, ligebehandlingsprincippet, princippet om den berettigede forventning og begrundelsespligten er tilsidesat. Forsigtighedsprincippet tilføjer imidlertid flere elementer til den traditionelle prøvelse.

Almindeligvis omfatter *proportionalitetstesten* kun tre forhold (1. om indgrebet er egnet til at nå målet; 2. om målet kan nås med mindre indgribende midler; og 3. om ulemperne står i forhold til det forfulgte mål). Hvor forsigtighedsprincippet er inde i billedet, kræves yderligere, at ulemperne også på grundlag af cost-benefit vurdering opvejes af fordelene. Ved denne afvejning skal der dog ifølge sag T-74/00, *Artegodan m.fl.* tages hensyn til »princippet om beskyttelsen af den offentlige sundhed, sikkerhed og miljø [har] forrang for økonomiske interesser«. Kravet om cost-benefit vurdering indebærer derfor ikke nødvendigvis en økonomisk analyse, men primært, at de negative miljø- og sundhedsmæssige virkninger af et indgreb afvejes over for de risici, som indgrebet skal forebygge. Hertil kommer, at hvis indgrebet er motiveret

med forsigtighedsprincippet, stilles der krav om, at der samtidig iværksættes supplerende forskning med henblik på at klarlægge om risikoen er reel.

Ligebehandlingsprincippet er påberåbt i flere sager om forbud mod bestemte stoffer, hvor det til støtte for annullation af forbuddet er gjort gældende, at andre mindst lige så farlige stoffer ikke er forbudt. Argumentet har ikke mødt forståelse hos EF-domstolen. Det er nemlig ikke alene afvist med, at forholdene ikke var sammenlignelige, men tillige med begrundelsen: »at selv om det måtte være ulovligt, at der ikke er udstedt et forbud mod anvendelse af andre stoffer, kan dette forhold ikke i sig selv rejse tvivl om gyldigheden af forbuddet«.[58] Hermed er det forudsat, at der på grundlag af EU-regler kan være krav om, at der gribes ind mod et stof, da det manglende indgreb ellers ikke kan være ulovligt. Men tilsidesættelse af denne pligt gør ikke et indgreb mod et andet sammenligneligt stof ulovlig. Dette må betyde, at hvis det efter EU-reglerne var muligt at gribe ind mod et andet stof, uden at der var krav herom, vil der så meget mindre være tale om forskelsbehandling. Forsigtighedsprincippet synes således i praksis at gøre det næsten umuligt at påberåbe lighedshensyn ved forbud mod bestemte stoffer.

Den berettigede forventning har ligeledes været påberåbt i flere sager. Ifølge EF-dommene fortrænges hensynet, hvis der i EU-regler er beskyttelsesklausuler eller andre hjemler til at tilbagekalde eller forbyde tilladte stoffer og produkter. Hovedsynspunktet er velbegrundet: der kan ikke vindes hævd på at true den offentlige sundhed eller miljøet. I den forstand begrunder forsigtighedsprincippet, at lovgiver kan kræve undersøgelser og tilbagekalde tilladelser til hidtil lovligt markedsførte produkter. I sag T-13/99, *Pfizer* var dette tillige begrundelsen for, at heller ikke beskyttelsen af den private ejendomsret var krænket.

Begrundelsespligten rejser selvstændige problemer, når myndigheder anvender forsigtighedsprincippet. Omstændighederne medfører, at oplysningerne om de faktiske forhold er utilstrækkelige, hvortil kommer, at der ofte er tale om hasteforanstaltninger. Det kan derfor være vanskeligt at komme med en udførlig begrundelse. Men ifølge EF-domstolen medfører tilsidesættelse af begrundelsespligten alligevel, at EU-retsakten bliver ugyldig, jf. f.eks. sag C-41/93, *Frankrig mod Kommissionen* om Kommissionens godkendelse af et tysk forbud mod PCP. Det er derfor ikke overraskende, at det i flere sager er gjort gældende, at begrundelsen for risikostyringen er utilstrækkelig. EF-domstolen har imidlertid vist forståelse for, at begrundelsen ikke på alle

58. Sag C-284/95, *Safety Hi-Tech* præmis 41 om ozonlagsnedbrydende stoffer; sag T-13/99 *Pfizer* præmis 479 om vækstfremmere og resistens.

punkter er fyldestgørende. I sag C-180/96, *Kommissionen mod UK* om kogalskab anerkendte EF-domstolen, at kravene til begrundelse måtte »afpasses de faktiske muligheder og de tekniske eller tidsmæssige betingelser, hvorunder retsakten bliver til«. På linje hermed accepterede Retten i Første Instans i sag T-70/99 *Alpharma*, at Rådet ikke skulle give en begrundelse for, at Rådet med fem dages mellemrum havde udstedt to forordninger, hvor den første tillod salg af vækstfremmer i en overgangsperiode på et år, mens den sidste forordning tilbagekaldte tilladelsen. Det forudsættes dog i alle tilfælde, at begrundelsen skal angive de samlede omstændigheder og formålet med det pågældende indgreb.

5.5.3 Sammenfattende om EU-retten

EF-dommene viser, at forsigtighedsprincppets anvendelse både stiller krav til fremgangsmåde og vidensgrundlag. I det foregående er belyst, hvilke konsekvenser dette har i forhold til bestemte indgreb. Et andet aspekt af forsigtighedsprincippet er, at det begrunder, at der i udvidet omfang stilles krav om forudgående tilladelser til bestemte aktiviteter og produkter, idet dette sikrer, at der kan ske en risikovurdering inden de pågældende aktiviteter gennemføres og produkterne sælges. Tilsvarende kan princippet begrunde, at også bestående aktiviteter og hidtil lovligt solgte produkter omfattes af krav om yderligere undersøgelser og tilladelser.[59] Men heraf følger ikke, at disse krav om tilladelse og undersøgelse i alle tilfælde er en nødvendig følge af forsigtighedsprincippet. Med reservation for ekstremt farlige aktiviteter, er det overladt til lovgiver at bestemme, i hvilke tilfælde der skal kræves forudgående tilladelse henholdsvis forudgående vurdering. Den nærmere udfyldning af, hvornår forsigtighedsprincippets begrunder krav om tilladelse og undersøgelser overlader derfor et vidtgående skøn til lovgiver – men EF-domstolens praksis viser, at dette skøn ikke er ubegrænset: – staterne har en pligt til at søge at beskytte borgerne mod ekstreme risici.[60]

59. Dette er f.eks. gennemført for affaldsbehandlingsanlæg [direktiv 2006/12 om affald, artikel 9 og 10]; for særligt forurenende industrivirksomheder [IPPC-direktivet (96/61)]; for forurening af vandmiljøet med visse særligt farlige stoffer (direktiv 76/464); for salg og brug af bekæmpelsesmidler (direktiv 91/414 om plantebeskyttelsesmidler og direktiv 98/8 om biocider); for luftforurening med organiske opløsningsmidler (VOC-direktivet, 1999/13). Samme princip forventes generelt indført over en årrække for industrikemikalier med Kommissionens forslag om til nyt direktiv om farlige stoffer (REACH) De modsvarende danske regler er udstedt på grundlag af mbl §§ 19, 27, 28 og 39 samt kemikalielovens § 33.
60. Samme resultat synes at følge af nyere domme fra menneskerettighedsstolen (EMD), når det gælder beskyttelse af privatlivets fred efter EMRK artikel 8. Se således *Lopez*

Hertil tilføjer EU-retten en selvstændig begrænsning, når krav om tilladelser, der ikke direkte følger af EU-regler, retter sig mod varer, da der i så fald er tale om en potentiel handelshindring omfattet af TEF artikel 28. Selv om EU-retten accepterer ikke-diskriminerende handelshindringer af hensyn til miljøet, når foranstaltningerne ikke er i modstrid med proportionalitetsprincippet, og selv om EU-retten accepterer, at en medlemsstat på grundlag af forsigtighedsprincippet kan fastsætte et beskyttelsesniveau, der er højere end de øvrige medlemsstaters, prøver EF-domstolen, om betingelserne for at anvende forsigtighedsprincippet er opfyldt.

Til illustrationen kan nævnes sag C-192/01, *Kommissionen mod Danmark*, hvor EF-domstolen afviste, at forbud mod vitaminberigelse af fødevarer kunne begrundes med manglende dokumentation for et ernæringsmæssigt behov. Selv om Danmark på grundlag af forsigtighedsprincippet kan træffe beskyttelsesforanstaltninger uden at afvente en fuldt ud påvist risiko, og hvilket omfang denne har, afviste EF-domstolen, at risikoen kan støttes på rent hypotetiske overvejelser. En korrekt anvendelse af forsigtighedsprincippet forudsætter (1) en fastlæggelse af de potentielt negative konsekvenser for sundheden af vitaminberigelse af levnedsmidler og (2) en omfattende evaluering af risikoen for sundheden på grundlag af de mest pålidelige videnskabelige data, der er til rådighed, og de seneste internationale forskningsresultater. Er det ikke muligt med sikkerhed at fastslå, om den påståede risiko foreligger, men kun at påvise en sandsynlighed for reel skade på folkesundheden, hvis risikoen indtræder, begrunder forsigtighedsprincippet restriktive foranstaltninger, hvor der kan tages hensyn til befolkningens ernæringsmæssige behov.[61] Foreligger der omvendt en underbygget mulighed for sundhedsfare, og er der foretaget en vurdering heraf, kan medlemsstaterne gribe ind, som det fremgår af sag C-1/00, *Kommissionen mod Frankrig* om kogalskab.

EF-domstolen har tillige i foreløbig tre domme om naturbeskyttelse henvist til forsigtighedsprincippet,[62] hvilket Naturklagenævnet har udlagt således, at der i relation til beskyttelse af Natura 2000 gælder »et særligt forsigtigheds-

Ostra v. Spain om sygdom fremkaldt af et affaldsanlæg uden tilladelse [(1995) 20 EHRR 277] og *Guerra and others v. Italy* om manglende underretning af naboer vedrørende beredskabsplaner for gødningsfabrik [(1998) 26 EHRR 357] – omend ingen af dommene dog udtrykkeligt nævner forsigtighedsprincippet. Se tillige *Pagh:* Miljøansvar: 1998, p. 154 f; *Lorenzen* m.fl.: Kommenteret EMRK, 2003, p. 398 f; *Sands:* Principles of International Environmental Law, 2002, p. 301.

61. Samme synspunkter er anført i sag C-24/00, *Kommissionen mod Frankrig*; sag C-95/01, *Greenham & Abel*; sag C-41/02, *Kommissionen mod Holland* (alle om vitaminberigelse). Tilsvarende har EFTA-domstolen med samme begrundelse underkendt et norsk forbud mod bestemte kornflakes (E 3/00).
62. Sag C-127/02, *Waddenzee,* sag C-6/04, *Kommissionen mod UK* og sag C-98/03, *Kommissionen mod Tyskland.*

princip« i relation til VVM-forpligtelsen, jf. MAD 2005.378. Udlægningen beror på en misforståelse, da EF-domstolens anvendelse af forsigtighedsprincippet i relation til Natura 2000-beskyttelsen er selvstændigt begrundet i ordlyden af habitatdirektivets artikel 6(3). Det er følgelig EU-lovgivers udmøntning af forsigtighedsprincippet – og ikke princippet som sådant – der begrunder den meget vidtgående beskyttelse.

Tilsvarende kan anføres i relation til gensplejsede organismer (GMO). I sag C-6/99, *Greenpeace France* fandt EF-domstolen, at Frankrig kunne afvise at godkende et GMO efter at EF-proceduren var afsluttet, hvilket kunne udledes af GMO-direktivets beskyttelsesklausul. Henvisningen til forsigtighedsprincippet i dommen førte således ikke selvstændigt til en udvidelse af beskyttelsen, hvilket understreges af de tre senere domme om GMO, hvor EF-domstolen underkendte nationale særordninger, idet EF-domstolen lagde til grund, at forsigtighedsprincippet var kommet til udtryk i de krav, der var indeholdt i GMO-direktivet.[63]

5.5.4 Folkeretlig anerkendelse af forsigtighedsprincippet

Folkeretligt kan forsigtighedsprincippet formentlig kun anses for gældende, i det omfang og med det indhold princippet er anført i de forskellige traktater. I forhold til WTO's regler om frihandel indebærer princippet, at staterne selv kan fastsætte deres beskyttelsesniveau.[64] Det er derimod tvivlsomt, om forsigtighedsprincippet fører til indskrænkninger i staternes højhedsret, medmindre en sådan indskrænkning direkte kan støttes på traktater, hvormed princippet nok kan begrunde begrænsninger i højhedsretten, men overlader det til staterne at fastsætte indhold og omfang heraf.

5.5.5 Forsigtighedsprincippets anvendelse af danske myndigheder

Det må lægges til grund, at den af EF-domstolen udviklede fortolkning af forsigtighedsprincippet er bindende for den nationale anvendelse af princippet, når forholdet er omfattet af EU-regler. Som konsekvens må forsigtighedsprincippet i forhold til forvaltningen anses som en bevislempelsesregel, der kan anvendes ved bestemmelse af, hvilket bevisfaktum forvaltningen lægger til grund.

63. Se sag C-236/01, *Montesanto Agricultura Italia*; sag C-132/02, *Minestereo della Salute* og sag T-366/03, *Land Oberösterreich*.
64. Se Appelpanelets afgørelse i *Asbestos* (W/DS135/AB/R) om et fransk forbud mod asbest. Forsigtighedsprincippet kan dog kun påberåbes, når en række betingelser er opfyldt, som det fremgår af *Beef-hormon* (WT/DS26 & 48/AB/R) om brug af visse vækstfremmere i kvægopdræt. Se tillige *Birnie & Boyle:* International Law & the Environment, 2002, p. 118 ff samt *Wiers:* Trade and Environment, 2002, p. 247.

Finder forvaltningen, at der er grundlag for at anvende forsigtighedsprincippet, kan princippet kun anvendes, hvis der gennemføres en risikovurdering af den ovennævnte karakter, og de iværksatte foranstaltninger herefter sker på grundlag af den ovenfor anførte fremgangsmåde for risikostyring. Anvendelsen af forsigtighedsprincippet stiller dermed også krav til, hvordan afvejningen skal ske under udøvelse af det forvaltningsretlige skøn. Tilsvarende krav må stilles, hvis myndighederne ønsker at lægge forsigtighedsprincippet til grund ved fastsættelse af generelle regler, der berører EU's miljøregler. I kraft af EU-rettens indgribende virkning på stort set alle områder af miljøretten er det vanskeligt at forestille sig områder, hvor der kan ses bort fra EF-domstolens betingelser for at anvende forsigtighedsprincippet.[65]

5.6 Kildeprincippet – genopretningsprincippet

Efter TEF artikel 174(2) gælder der i EU-retten et princip »om indgreb over for miljøskader fortrinsvis ved kilden«. Princippet kom ind i traktaten i 1987 med den Europæiske Fælles Akt, hvor det i den danske version lød: princippet om *udbedring* af miljøskader fortrinsvis ved kilden, men dette blev ændret i 1992 med Maastricht-traktaten. Den sproglige ændring, der skete ved Maastricht-traktaten, kunne antyde, at der sigtes til forebyggelse frem for genopretning. Der er dog næppe belæg for en sådan udlægning, hvilket fremgår af eksempelvis den engelske version, som angiver princippet »that environmental damage should as a priority be rectified at source«. Samme forståelse bekræftes af konteksten, da »kilde-princippet« nævnes efter forebyggelsesprincippet og før forureneren betaler-princippet.

Meningen med princippet er således at angive, at der ved miljøskader skal sættes ind mod kilden, hvis dette er muligt, og at der som udgangspunkt skal ske genopretning. Dermed er princippet nogenlunde sammenfaldende med mbl § 4, stk. 4, der lyder:

»Den, der har forårsaget forurening af luft, vand jord eller undergrund eller skabt risiko for, at en sådan forurening kan opstå, skal foretage de nødvendige foranstaltninger til at søge følgerne af forureningen effektivt forebygget eller afværget. Derudover skal den hidtidige tilstand søges genoprettet.«

Som det fremgår, er kravet om genopretning ikke ubetinget, jf. for EU-retten »as a priority« – og for mbl: »*søge* [...] forebygget« og »*søges* genoprettet«.

65. Tilsvarende *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 31.

De retlige implikationer af princippet kan bedst forstås i lyset af de to principper, der i traktaten anføres før og efter kildeprincippet, nemlig forebyggelse og forureneren betaler, som det indirekte fremgår af EF-domstolens dom i sag C-293/97, *Standley*.

I forhold til forebyggelse præciserer princippet, at hvis der alligevel sker skade, sikres forebyggelsen bedst ved at sætte ind mod kilden.[66] I forhold til forureneren betaler angives, at miljøskaden skal søges genoprettet ved kilden, hvilket må tages som udtryk for, at det påhviler lovgiver og myndigheder at sætte ind over for kilden til forureningsskader – og dette må forudsætningsvis gælde, uanset om forureneren kan holdes ansvarlig eller ej.

Denne udlægning er ligeledes i overensstemmelse med den måde, princippet er anvendt på. I forhold til EU-retten er princippet primært påberåbt i sager om begrænsninger af import og eksport af affald. Af EF-domstolens praksis fremgår, at princippet ikke finder anvendelse, når det drejer sig om handelshindringer vedrørende affald til *nyttiggørelse*.[67] Princippets anvendelse er begrænset til import og eksport af affald til *bortskaffelse*, men vil ikke kunne påberåbes som grundlag for at nægte eksport af affald til bortskaffelse, fordi importstaten ikke behandler affaldet i overensstemmelse med eksportstatens regler.[68] Heraf følger, at affald til bortskaffelse har sådanne negative virkninger, at det sidestilles med miljøskader – mens en tilsvarende analogi ikke kan drages for affald til nyttiggørelse. Sagerne viser tillige, at »kilden« fortolkes i lyset af konteksten. Det kræves ikke, at hver affaldsproducent selv bortskaffer sit affald, da dette vil føre til ukontrolleret bortskaffelse, hvorfor

66. *Basse og Anker* synes derimod at antage, at kildeprincippet primært knytter sig til forebyggelsen, og opfatter lokaliseringsprincippet som udtryk herfor (Miljøretten I, 2000, p. 114 ff – og mere sumarisk Miljøretten 1 (2. udg. 2006, p. 131 f)). Dette må formentlig skyldes, at forfatteren alene har lagt vægt på den danske version af TEF artikel 174(2). For en nærmere sammenligning af de forskellige sproglige versioner, se *Pagh:* EU-miljøret, 1996, p. 80 ff med yderligere henvisninger.
67. Se sag C-203/96, *Chemische Afvalstoffen Dusseldorp*, sag C-209/99, *FFAD*, sag C-6/00, *ASA* – og hertil *Pagh:* Regulering af erhvervsaffald, 2004, p. 43 ff.
68. Se sag C-2/90, *Kommissionen mod Belgien* (om generelt importforbud), og sag C-324/99, *Daimler-Chrysler* (om eksportbegrænsninger begrundet i ekstraterritoriale krav). Men lidt anderledes sag C-277/02, *EU-Wood-Trading*, hvor EF-domstolen accepterede eksportbegrænsninger af affald til nyttiggørelse, når disse var begrundet med, at eksportstatens gennemførelse af affaldsdirektivets krav om forsvarlig affaldsbehandling gav et højere beskyttelsesniveau af omgivelserne end i importstaten (konkret lavere tyske grænseværdier for bly i træ til affaldsforbrænding). I sag C-215/04, *Marius Pedersen* har EF-domstolen dog understreget, at det ikke påhviler anmelderen at dokumentere, at nyttiggørelsen i modtagerstaten giver tilsvarende beskyttelsesniveau som i afsenderstaten, således at der er afsenderstaten, der har bevisbyrden.

kilden i dette tilfælde er den region eller den stat, hvor affaldet er opstået. Modifikationen »as a priority« betyder, at bortskaffelse ikke nødvendigvis skal ske i den stat, hvor affaldet hidrører fra. Fravigelse kan f.eks. ske for at sikre en forsvarlig bortskaffelse af affaldet, der meget vel kan være i en anden medlemsstat, end hvor affaldet er fremkommet.

EF-domstolen har ikke direkte taget stilling til det genopretningsprincip, der implicit er indeholdt i »kilde-princippet«, men praksis underbygger, at myndighederne er forpligtet til at søge alvorlige miljøskader udbedret, idet omfanget af denne forpligtelse dog synes at bero på de konkrete krav til forebyggelse, som EU har fastsat, som det fremgår ovf. i afsnit 5.4.6.

Formuleringen af genopretningsprincippet i mbl § 4, stk. 4, skal trods ordlyden ikke læses som et objektivt ansvar for forureneren, men som udtryk for, at forurenerens ansvar omfatter genopretning af miljøet, når betingelserne for et ansvar i øvrigt er opfyldt. Tilsvarende er genopretningsprincippet fastslået i jfl §§ 41 og 48, hvor det i motiverne understreges, at genopretning alene sigter på de miljømæssige aspekter og kun omfatter oprydning, der er miljø- eller sundhedsmæssigt begrundet, men ikke omfatter tingsskade.[69] Spørgsmålet har givet anledning til tvister i forbindelse med påbud efter forurening fra villaolietanke, idet boligejere pga. den obligatoriske forsikring er interesseret i at få fjernet så meget som muligt. Med dommen i U 2005.2923 H ligger det fast, at jordforureningslovens genopretningsprincip ikke indebærer en genopretning af det formueretlige tab ved forureningen, idet hensyn til ejerens værditab falder uden for lovens genopretningskrav.

Dommen angik, om kommunen kunne kræve totaloprydning efter en forurening, når forsikringsselskabets risikovurdering viste, at det var tilstrækkeligt at rydde op til 2½ meters dybde. Mens landsretten fandt en hypotetisk risiko for senere grundvandsforurening kunne hjemle påbud om totaloprydning, afviste Højesteret, at påbuddet var gyldigt, når det ikke var baseret på en risikovurdering. Påbuddet blev derfor fundet ugyldig med henvisning til, at kommunen havde tilsidesat officialmaksimen. Et tilsvarende resultat kunne være nået, hvis Højesteret havde anvendt de af EF-domstolen opstillede betingelser for at bruge forsigtighedsprincippet.

Selv om genopretning sigter til den økologiske balance, har genopretningsprincippet i dansk praksis hidtil alene været udlagt på den måde, at det alene er forureningen, der skal fjernes. Der ses således ikke sager, hvor der er krævet genopretning af den økologiske balance, når bortses fra enkelte sager om erstatning for udgifter til udsættelse af fiskeyngel som U 1988.878 V. Efter

69. Se hertil *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 264.

vedtagelse af EU's direktiv 2004/35 om miljøansvar vil denne retsstilling ikke længere kunne opretholdes, da direktivet kræver, at også økologisk skade genoprettes, og indeholder nærmere regler for, hvordan dette skal ske.[70]

5.7 Andre miljøprincipper i EU-retten og danske miljølove

Gennemgangen ovenfor gør ikke krav på at være en udtømmende gennemgang af dét, som kan betegnes de grundlæggende miljøprincipper, der er anerkendt i EU-retten og dansk ret. Problemet ved miljøprincipper er, at de på den ene side sammenfatter nogle hovedsynspunkter i den gældende lovgivning, men at deres gyldighed på den anden side i vid udstrækning beror på lovhjemmel. Samtidigt overlapper mange af principperne på en måde, der gør det meningsløst at lave et generelt hierarki. Det er derfor mest en smagssag, om man vil opfatte forebyggelsesprincippet og forureningsbegrænsningsprincippet som en konsekvens af forurener betaler-princippet, eller omvendt vil opfatte forureneren betaler som afledt af de to andre principper.

Tilsvarende problemer opstår i relation til de mere operative principper, som princippet om forudgående miljøvurdering (VVM), princippet om forudgående tilladelse (PIC) og princippet om anvendelse af bedst tilgængelige teknologi (BAT). De bestemte krav til, hvornår der kræves tilladelse eller VVM, er udtryk for lovgivers udfyldning af forebyggelses- og forsigtighedsprincippet. Tilsvarende er de vilkår, der kan stilles som betingelse for tilladelse, henholdsvis hvad der kræves undersøgt i en miljøvurdering, lovgivers udfyldning af forsigtigheds- og forureningsbegrænsningsprincippet og PPP. Fællesbetegnelserne *VVM*, *BAT* og *PIC* tjener derfor primært til at sammenfatte nogle synspunkter, der er styrende for udformning af lovgivningen. Deres gyldighed, anvendelse og indhold beror i alle tilfælde på lovgivningens nærmere indhold. Da de tre princippers principielle meningsindhold fremgår af deres betegnelse, tjener det ikke noget formål at gå nærmere ind på den konkrete anvendelse i denne generelle gennemgang.[71] Samme overvejelser

70. Se *Krämer:* Environmental Law & Management, 2004, p. 9 samt *Pagh:* Juristen, 2005, p. 10.

71. I forhold til BAT-princippet, der er kodificeret i mbl § 3(1), kan det ganske vist anføres, at princippet i sig selv er bestemmende for, hvilke vilkår der skal stilles til forureningsbegrænsning, da princippet angiver, at forureningen skal begrænses til det teknisk og praktisk mulige. Hertil må imidlertid bemærkes, at mbl § 3(1) alene forudsætter, at der skal lægges vægt på, hvad der er teknisk og praktisk muligt, hvilket skyldes, at IPPC-direktivet (96/61) forudsætter en anden afvejning af økonomiske hensyn end de

gør sig gældende for *vugge til grav-princippet*, hvorefter der ved bedømmelse af produkter skal tages hensyn til produkternes samlede miljøvirkninger fra fremstilling til produktet ender som affald. Dette er en konkretisering af integrations- og forsigtighedsprincippet, men betydningen heraf afhænger af lovgivers udfyldning.

Men herudover forekommer der enkelte miljøprincipper i miljølovgivningen, hvor princippet selvstændigt udgør en del af administrationsgrundlaget. Særligt tre principper bør i den sammenhæng nævnes, nemlig: lokaliseringsprincippet, substitutionsprincippet, og råstofhusholdningsprincippet.

Lokaliseringsprincippet fremgår af mbl § 4(2), hvorefter der ved lokalisering af en forurenende aktivitet skal tages hensyn til områdets beskaffenhed. Hermed sigtes både til følsomhed (f.eks. boliger eller en sårbar reciepient), den faktiske anvendelse og de offentlige planer for den fremtidige anvendelse af arealet (typisk lokalplaner). Det følger af forholdet, at lokaliseringsprincippet alene er rettet mod fremtidige aktiviteter eller eventuelle udvidelser af eksisterende aktiviteter, men princippet har umiddelbart betydning for retsanvendelsen efter mbl. Til illustration kan nævnes KFE 1994.323, hvor Miljøklagenævnet underkendte Miljøstyrelsens tilladelse til en skydebane i Odense, selv om placeringen af skydebanen var led i et politisk forlig om forsvaret.[72] Der ses ikke et modsvarende princip i EU-retten, men princippet kan delvist indfortolkes i forureningsbegrænsningsprincippet – uden at dette dog giver princippet samme status.

Substitutionsprincippet fremgår af kemikalielovens §§ 30 c og 35(2) og angår muligheden for at forbyde eller begrænse farlige kemikalier, hvis der kan findes et mindre farligt kemikalie.[73] Meningen med princippet er at udvide myndighedernes adgang til at forbyde og begrænse kemikalier, således at der også kan gribes ind, hvor der er en mindre risiko end, hvad der ellers kræves for et forbud. Der er dog tre betingelser herfor, nemlig: (1) der skal være dokumenteret et egnet alternativt stof; (2) der skal påvises en betydelig reduktion af risikoen ved det alternative stof; og (3) det skal godtgøres, at

tidligere danske regler angav. Det må derfor fastholdes, at den nærmere udfyldning af BAT-princippet er overladt til lovgiver. Se tillige *Basse og Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 133 ff.

72. Om lokaliseringsprincippet, se *Bjerring og Møller:* Kommenteret Miljøbeskyttelseslov, 1998, p. 124 ff; *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 42 f; *Basse og Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 132 f.

73. Om substitutionsprincippet, se *Basse og Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 139 f; og *Pagh:* Miljøretten bd. V, 2001, p. 92 f og 111 f. Princippet er indgående behandlet af *A. Nilsson:* Att byta ut skadliga kemikalier. Substitutionsprincipen, 1998 (disputats).

ændringen ikke vil medføre betydelige meromkostninger for producenter eller forbrugere. Det følger heraf, at substitutionsprincippet ikke kan anses for en udfyldning af forsigtighedsprincippet, da der stilles vidtgående krav til dokumentationen. Der er tværtimod tale om, at lovgiver i forhold til kemikalier har valgt en lavere risikotærskel, når der er mulighed for at erstatte et produkt. Princippet er ikke indeholdt i EU's gældende kemikalieregulering (bortset fra biocidirektivet), men EF-domstolen har i sag C-473/98 *Toolex Alpha* accepteret, at substitutionsprincippet kan indgå i begrundelsen for en handelshindring.

Råstofhusholdningsprincippet handler om, at der skal tages hensyn til de begrænsede naturressourcer. Dette indebærer, at fornybare ressourcer ikke må udnyttes hurtigere end de fornys (f.eks. fiskekvoter), og at udnyttelsen af udtømmelige ressourcer skal begrænses og være rationel. Princippet er i en vis forstand et internationalt anerkendt princip, der kan udledes af princippet om bæredygtig udvikling. I EU-retten finder princippet indirekte udtryk i TEF artikel 174(1), hvorefter EU's mål med miljøpolitikken bl.a. er »en forsigtig og rationel udnyttelse af naturressourcerne«. Den nærmere virkning af denne målsætning er dog i EU-retten overladt til fællesskabslovgiver. I dansk ret er råstofhusholdningsprincippet implicit indeholdt i råstoflovens §§ 1 og 3, der forudsætter, at udnyttelsen af råstofforekomsterne på land og hav sker som led i en bæredygtig udvikling efter en samlet interesseafvejning. Det nærmere indhold af denne interesse-afvejning fremgår af råstoflovens § 3, der lidt usædvanligt for miljølove indeholder en udtømmende angivelse af, hvilke hensyn der kan indgå i afvejningen.

5.8 Andre vigtige principper i miljøretten

Miljøretten udgør en integreret del af retsordenen, hvorfor det ikke kun er de ovennævnte miljøprincipper, der har betydning. Den betydelige offentligretlige regulering, der præger miljøretten, indebærer, at de grundlæggende offentligretlige principper spiller en fremtrædende rolle. Hertil kommer, at også EU-retlige principper spiller en stor praktisk rolle i miljøretten, ligesom strafferetlige principper er vigtige i den strafferetlige håndhævelse af miljøretten, og civilretlige principper er vigtige for den civilretlige håndhævelse af miljøretten. Idet de EU-retlige principper er omtalt i kapitel 4 og de privatretlige principper omtales i kapitel 6, skal her alene gøres nogle bemærkninger om vigtige forvaltningsretlige og strafferetlige principper.

5.8.1 Offentligretlige principper og enkelte forvaltningsretlige spørgsmål

Det er umuligt inden for denne fremstillings rammer at give dækkende belysning af indholdet i de forvaltningsretlige principper. I stedet er valgt en oversigtspræget omtale af de forvaltningsretlige principper, der har størst praktisk betydning i miljøretten, suppleret af en omtale af de forvaltningsretlige problemstillinger, der erfaringsmæssigt volder problemer i miljøretten.[74]

Legalitetsprincippet stiller krav om, at forvaltningens retsakter har fornøden lovhjemmel. Det er derfor ikke nok, at forvaltningens indgreb er miljømæssigt velbegrundet. Når forvaltningen griber ind i borgernes forhold, skal den have bemyndigelse af lovgiver, og afgørelsen skal som følge af begrundelsespligten angive, hvilke præcise bestemmelser i lovgivningen, der hjemler indgrebet.

Lighedsprincippet er udtryk for, at borgerne er lige for loven, hvorfor forvaltningen skal behandle lige forhold ens. Dette betyder, at stillingtagen til samme spørgsmål skal afgøres efter samme kriterier. Problemet er, at hver sag i en vis forstand er forskellig. I relation til forurening vil der ofte være forskel på recipientens sårbarhed, hvilket netop er baggrunden for lokaliseringsprincippet. Tilsvarende er planlovens regler om lokalplaner netop udtryk for, at de forskellige arealer i en kommune er underlagt forskellige planbegrænsninger. Mens lighedsprincippet i EU-retten og mange medlemsstater indtager en forholdsvis central rolle som en positiv forpligtelse, tjener princippet i dansk retspraksis primært som en negativ afgrænsning af ulovlige hensyn, jf. f.eks. U 2005.2527 H, hvor det i en sag om retlig lovliggørelse af et hegn ikke blev tillagt betydning, at kommunen ikke havde skredet ind over for tilsvarende hegn på naboejendomme.

Officialmaksimen er betegnelsen for, at forvaltningen har ansvaret for at oplyse sagen tilstrækkeligt og ikke er bundet af parternes påstande ved afgørelse af sagen. Den omstændighed, at en borger ikke har påberåbt sig en bestemt regel eller undladt at give en oplysning, som forvaltningen ligger inde med, medfører derfor ikke, at forvaltningen kan se bort fra disse forhold.

Proportionalitetsprincippet indebærer, at et indgreb i handlefriheden skal være så lidt indgribende som muligt, og at der skal være forholdsmæssighed mellem indgrebets intensitet og de resultater, som opnås med indgrebet. Dette indebærer, at hvis f.eks. en forureningsbegrænsning kan ske med flere midler, men med samme resultat, skal forvaltningen vælge det mindst indgribende.

74. For en lidt mere udførlig oversigt af relevante forvaltningsprincipper, se *Basse og Anker:* Miljøretten 1, 2006, p. 142 ff.

Det betyder tillige, at selv om en meget indgribende foranstaltning kan give en større forureningsbegrænsning end et mindre indgreb, kan forbedringen være så beskeden, at det mest indgribende vil være i modstrid med proportionalitetsprincippet.

Specialitetsprincipper er udtryk for, at der for forvaltningen både gælder en saglig og en organisatorisk begrænsning. Det *materielle specialitetsprincip* indebærer, at en myndighed ved udøvelse af beføjelser efter f.eks. mbl ikke må varetage interesser, der henhører under nbl, selv om myndigheden har kompetence under begge love. Synspunktet er, at der med hver af lovene er taget stilling til, hvilke indgreb der kan iværksættes for at varetage de pågældende interesser. Det *organisatoriske specialitetsprincip* indebærer, at en forvaltningsmyndighed ikke må tiltage sig kompetence, der er henlagt til en anden myndighed. Selv om det materielle specialitetshensyn har en svagere betydning i miljøretten end på mange andre retsområder, er de ikke uden betydning – og betydningen varierer fra lov til lov.

Jurisdiktionsprincippet, hvorefter en forvaltning kun kan udøve myndighed inden for sit geografiske område, kan opfattes som et stedligt specialitetsprincip, men indgår almindeligvis ikke som emne i den offentlige ret. Princippet er da også hentet fra folkeretten, men udtrykker to grundlæggende ideer, som nødvendigvis også må gælde for forholdet mellem kommuner. Den ene er, at der ikke må være flere myndigheder, som afgør samme forhold, da dette vil skabe en uklar retsstilling. Den anden idé er i folkeretten udtrykt som højhedsret. I forholdet mellem kommuner kan det udtrykkes på den måde, at en kommunalbestyrelses legitimation ender ved kommunegrænsen, hvorfor kommunalbestyrelsen ikke kan udøve myndighed uden for denne. Jurisdiktionsprincippet har f.eks. betydning, når affald transporteres fra en virksomhed i en kommune til et modtageanlæg i en anden kommune, da affaldsproducentens hjemkommune ikke kan udøve myndighed, når affaldet har forladt kommunen. Princippet har tillige betydning, hvis forurening i en kommune breder sig til nabokommunen, hvilket der særskilt er søgt taget højde for i jfl § 39. Jurisdiktionsprincippet indebærer ikke, at kommuner ikke kan tage hensyn til forhold i andre kommuner. Ofte vil en kommune være forpligtet til at høre nabokommuner, jf. f.eks. reglerne om VVM, der forpligter den besluttende myndighed til at høre alle berørte myndigheder. I forhold til VVM-reglerne er det dog et selvstændigt problem, at det besluttende amtsråd ikke har beføjelse til at placere projektet uden for amtets område, selv om denne placering vil være mere hensigtsmæssig. Se til illustration MAD 2002.1301 Ø om Avedøreværket, hvor Naturklagenævnet først afviste, at Københavns Amt kunne tage hensyn til mulige alternativer uden for amtet,

men efterfølgende afgav en bindende proceserklæring om, at dette alligevel var muligt.

Forbuddet mod ekstern delegation af en myndigheds kompetence indebærer, at en kommune ikke kan overlade sin myndighedsbeføjelse til private eller en anden kommune. Forbuddet kan fraviges ved lov og er bl.a. fraveget i mbl § 86, hvorefter flere kommer i fællesskab kan oprette en fælles miljø- og levnedsmiddelkontrol, der udøver de beføjelser, som hver af de deltagende kommuner har. Som en anden variant kan flere kommuner oprette såkaldte specialkommuner, der på afgrænsede områder overtager kommunernes økonomiske dispositionsret, men det forudsætter en godkendelse af de kommunale tilsynsmyndigheder efter kommunestyrelseslovens § 60.

Forbuddet mod magtfordrejning indebærer, at en myndighed kun må tage de i loven anførte hensyn og ligger således tæt op af specialitetsbetragtninger. Som konsekvens af forbuddet mod magtfordrejning kan en kommune ikke i en lokalplan stille produktkrav, medmindre disse kan anses planlægningsmæssigt begrundet,[75] ligesom der ikke ved meddelelse af miljøgodkendelser er adgang til at tage sociale hensyn.

Forbuddet mod skøn under regel er udtryk for, at hvis lovgiver har bestemt, at der i hvert tilfælde skal træffes en afgørelse på grundlag af en konkret afvejning af de i loven anførte hensyn, må forvaltningen ikke afskære en sådan konkret bedømmelse ved skuffecirkulære. I miljølovgivningen vil der som hovedregel skulle ske en konkret afvejning ved meddelelse af tilladelser og påbud, men afvejningen afskæres, hvor en tilladelse i alle tilfælde vil bringe forholdet i modstrid med EU-retten (f.eks. bindende miljøkvalitetsnormer) eller i modstrid med bindende danske regler.

Hensyn til den berettigede forventning er udtryk for beskyttelse af indretningshensyn. Har en borger i tillid til en myndigheds tilkendegivelser foretaget mere vidtgående økonomiske dispositioner, og må det antages, at borgeren er i god tro, vil det efter omstændighederne kunne give borgeren en retsbeskyttelse, der ellers ikke var mulig efter lovgivningen som f.eks. en ikke hjemlet tilladelse til byggeri i landzone. Taler vægtige miljøhensyn for, at byggeriet skal nedrives, kommer beskyttelsen af den berettigede forventning til udtryk ved, at borgeren kan have et erstatningskrav mod myndigheden, jf. f.eks. U 2000.2412 H om pligt til at fjerne en gyllebeholder. Samme dom er tillige eksempel på betydningen af ***værdispildshensyn***. Hermed sigtes til, at

75. Som eksempel kan nævnes lokalplaners forbud mod PVC-vinduer. Hvor sådanne krav er begrundet i hensyn til bevaring af en ældre bevaringsværdig bygning, vil sådanne lokalplankrav være hjemlede. Derimod vil det falde uden for lokalplankompetencen at stille sådanne krav, fordi kommunalbestyrelsens flertal er modstander af PVC.

der ved håndhævelse af miljøreglerne ikke altid kræves fysisk lovliggørelse, men at der i nogle tilfælde i stedet må vælges retlig lovliggørelse for at undgå et større samfundsmæssigt værdispild. Også her kan EU-reglerne dog i nogle tilfælde afskære en retlig lovliggørelse.

Adressatens retlige rådevne over genstanden for en offentligretlig forpligtelse har ikke traditionelt haft nævneværdig opmærksomhed i forvaltningsretten. Forklaringen herpå er formentlig, at det blev opfattet som selvindlysende. Flere sager har imidlertid vist, at betingelsen ikke altid forstås af forvaltningen, der derfor har påbudt en forurener at fjerne en forurening på fremmed ejendom. Adressatens manglende rådighed over ejendommen betød, at sådanne påbud er ophævet som ugyldige, jf. f.eks. KFE. 1993.300 og MAD 1996.967 – samt i relation til selvhjælpshandling U 1995.505 H. I jfl § 44 og mbl § 83 a er der fra 2000 indført en særlig hjemmel til ved jordforurening at fravige kravet om retlig rådeevne. Men beskyttelsen af den private ejendomsret efter grl § 73 indebærer formentlig, at lovhjemlen kun kan udnyttes, hvis ejeren samtykker.[76]

Princippet om partshøring er udtryk for, at myndigheder skal høre parterne (dvs. borgere, der berøres væsentligt og individuelt) for at sikre oplysning og forudberegnelighed. For borgerne er reglerne om partshøring en retssikkerhedsgaranti, mens reglerne for forvaltningen skal sikre mod, at afgørelsen ikke fører til uforudsete konsekvenser. De nærmere regler for partshøring fremgår af forvaltningslovens § 19 vedrørende faktiske oplysninger. Reglen suppleres af ulovregulerede krav om forudgående høring af sagens parter om afgørelser af særligt indgribende karakter, hvilket i mbl § 75 er udmøntet i et egentligt lovkrav om forvarsling af afgørelser.

Hvile i sig selv-princippet angår kommunale forsyningsydelser og angiver, at kommunens indtægt ved betaling for disse ydelser, hverken må være større eller mindre end udgiften, men skal hvile i sig selv. Princippet hænger sammen med grl. § 43 (kravet om dobbelthjemmel for skat) og er tæt knyttet til kommunalfuldmagtens grænser, hvorefter kommunerne ikke uden lovhjemmel kan tilbyde ydelser, der konkurrerer med ydelser fra private. På miljøområdet har princippet betydning for de kommunale forsyningsydelser som vand, kloak og affald. Princippets nærmere betydning for gebyrfastsættelsen beror i praksis på lovfortolkning, da gebyrer for vand, spildevand og affald er

76. Se uddybende, *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 290 ff.

reguleret ved lovbestemmelser, som i en vis grad afviger fra den oprindelige udlægning af hvile i sig selv-princippet.[77]

5.8.2 Vigtige strafferetlige principper og grundsætninger

Overtrædelse af miljølovene er i de fleste tilfælde sanktioneret med strafansvar.[78] Selv om strafferetlig påtale er forholdsvis sjældent forekommende, har det strafferetlige ansvar en sådan betydning, at det er fundet nødvendigt med en kort introduktion til de dele af de strafferetlige principper, som har størst betydning i miljøretten.

Det grundlæggende princip for at idømme straf fremgår af strfl § 1, hvorefter der alene kan straffes for et forhold, der i loven er undergivet strafansvar (grundsætningen ***nullum crimen sine lege***). Da miljøretten domineres af kompetencenormer, er der typisk to typer strafbare overtrædelse: enten er der er begået en handling uden at indhente tilladelse, eller også er et vilkår i en godkendelse overtrådt. I det første tilfælde er spørgsmålet, om der kræves tilladelse eller skal indhentes dispensation for den pågældende aktivitet, hvilket ikke sjældent giver anledning til tvivl.[79]

I det andet tilfælde vil der kunne opstå tvivl om vilkåret er hjemlet, jf. eksempelvis MAD 1998.508 V, hvor en landmand blev frifundet for manglende efterkommelse af påbud om lovliggørelse af vandforsyning, da afslag på egen boring var uhjemlet. Men herudover kan opstå tvivl om fortolkning af vilkårene, da strafansvar nødvendigvis må stille skærpede krav til bestemthed, jf. MAD 1998.80 V, hvor et dambrug blev frifundet for manglende indberet-

77. Se *Egeleund Olsen:* Hvile-i-sig-selv princippet (ph.d. afh.), 1999 – for en fyldig belysning.
78. I enkelte miljølove som f.eks. miljøkvalitetsmålsloven, lov om miljøvurdering af programmer og planer og lov om aktindsigt i miljøoplysninger (alle vedr. EU-direktiver) er ingen regler om strafansvar. I planloven er alene strafansvar for overtrædelse af reglerne landzonetilladelse og ulovlig udnyttelse af sommerhuse. Hvor der ikke er strafansvar, kan overtrædelser alene håndhæves med administrative retsmidler i form af fysisk lovliggørelse.
79. Se f.eks. MAD 2001.618 B, hvor landmand frifundet for oplag af husdyrgødning da tilladt af Fødevareregionen; U 2003.2309 Ø, hvor frifundet for overtrædelse af beskyttelsen af fortidsminder efter nbl § 18, da reglen ikke gælder på søterritoriet; og MAD 2000.862 V, hvor forhandler af bekæmpelsesmidler frifundet for sen indberetning, da denne ikke efter lovgivningen var indberetningspligtig. Tilsvarende er det ikke altid klart, hvilke ændringer på listevirksomheder, der kræver ny miljøgodkendelse. Se f.eks. MAD 2002.1086, hvor Miljøklagenævnet afviste at udvidelse af en lagerhal krævede godkendelse og MAD 2002.572 V, hvor landsretten ikke mente, at en stærkt begrænset videreførelse af virksomheden kunne ske uden ny miljøgodkendelse. Uddybende herom *Bjerring & Møller:* Kommenteret mbl, p. 444 f.

ning, da amtet i rykkere havde givet fristforlægelse. Domstolenes håndtering af disse spørgsmål følger dog ikke en fast kurs, jf. f.eks. domfældelsen i U 1994.267 H (om et ulovligt affaldsoplag), hvor Højesteret afviste at tillægge det betydning, at »miljøgodkendelsen muligvis i flere henseender kunne have været mere præcist udformet«, og herefter skærpede landsrettens straf. Er myndighedens fastsættelse af vilkåret anket, må et strafansvar formentlig udelukkes for den periode, hvor ankesagen verserer, da der ikke foreligger den for strafansvar fornødne bestemthed om, hvad der er ulovligt. Se f.eks. MAD 2002.453 V, hvor ejer af dambrug frifundet for overtrædelse af påbudt foderkvote, fordi Dansk Sportsfiskerforening havde indbragt påbuddet for Miljøklagenævnet. Konsekvensen af strfl. § 1 er tillige, at der må ses bort fra miljølovenes seks måneders søgsmålsfrist for prøvelse af myndighedsafgørelser, således at der i straffesager altid sker fuld prøvelse.[80] Tilsvarende kan EU-regler bevirke, at et strafansvar må afvises, jf. MAD 2002.604 B, hvor tiltalte blev frifundet for overtrædelse af dåseforbud. Hertil kommer yderligere, at hvis EU-regler eller nye danske regler bevirker, at den ellers ulovlige handling ikke kan anses som ulovlig ved domsafsigelsen, må tiltalte frifindes,[81] jf. tillige strfl. § 3.

Selv om lovgivningen faktisk er overtrådt, medfører det ikke automatisk strafansvar. Det kræves yderligere, der foreligger fornøden ***subjektiv tilregnelse*** fra tiltalte, hvilket efter særlovgivningen normalt er simpel uagtsomhed, jf. strfl. § 19. Selv om overtrædelsen af miljøreglerne ikke er begået med vilje, men skyldes et uheld, som tiltalte kunne have undgået ved at udvise fornøden agtpågivenhed, vil der kunne ifaldes strafansvar, jf. U 1987.256 H om udslip af et giftigt kemikalie som følge af utæt ventil. Derimod kan der ikke uden særskilt hjemmel idømmes straf for hændelige uheld, jf. MAD 1996.618 B, hvor en entreprenør blev frifundet for overtrædelse af mbl §§ 19 og 27 (om forurening af jord og vand ved støvforurening), da forureningsrisikoen ikke kunne anses for alment kendt.

I miljølovene er det kun kemikalielovens § 59(3), der indeholder et objektivt strafansvar for overtrædelse af enkelte af lovens regler (bl.a. salg eller anvendelse af bekæmpelsesmidler uden tilladelse). I alle øvrige tilfælde forudsætter strafansvar simpel uagtsomhed.[82] Den ualmindeligt komplicerede mil-

80. Se *Toftegaard Nielsen:* UfR 2000B.319; *Moe:* UfR 2002B.156; *Pagh:* UfR 2002B.247.
81. Se sag C-319/97, *Kortas*.
82. Strfl § 96 indeholder tillige en regel om forsætlige grove miljølovsovertrædelser med strafferamme på fire års fængsel, men bestemmelsen har ikke hidtil været anvendt, og

jølovgivning medfører, at tiltalte ofte sandfærdigt vil kunne anføre, at han ikke kendte den pågældende regel. Det er imidlertid fast praksis i strafferetten, at uvidenhed om loven ikke fritager for strafansvar. Derimod er det en strafnedsættelsesgrund efter strfl. § 82(4), og undskyldelig uvidenhed om retsreglerne har da også i enkelte tilfælde ført til strafbortfald.

Efter strfl. § 21 straffes ***forsøg*** som udgangspunkt på samme måde som en fuldbyrdet forbrydelse, og ***medvirken*** sidestilles efter § 22 som udgangspunkt med den, som faktisk udførte forbrydelsen. I særlovgivningen er praksis dog, at forsøg og medvirken normalt er straffri. Samme praksis er fulgt i miljøstraffesager mht. forsøg, jf. f.eks. MAD 1997.940 om ikke godkendt bekæmpelsesmiddel.

Derimod ses en del miljøstraffesager, hvor der er idømt strafansvar for medvirken. Mest almindeligt sker dette i sager mod mindre selskaber, der ejes og ledes af samme person. Efter strfl. §§ 25-27 kan selskaber som juridiske personer ifalde strafansvar, når der er hjemmel hertil i den pågældende lov. Da de fleste miljølove indeholder en sådan hjemmel, er det selskabet, der har begået det strafbare gerningsindhold, hvis der fra en virksomhed drevet i selskabsform sker en overtrædelse af miljøreglerne. Skal der tillige gøres et strafferetlig ansvar gældende mod den daglige leder, må strafansvar bero på medvirken.[83] Men bortses fra disse tilfælde, er det undtagelsen, at der i miljøstraffesager idømmes straf for medvirken.[84] MAD 2004.582 V viser dog, at medvirken ikke altid er straffri. I denne sag blev kommunen idømt bøde for et kommunalt spildevandsanlægs overtrædelse af udledningstilladelse, men samtidig blev det rådgivende firma, der havde bistået med ombygning af anlægget, idømt bøde. Dommen må anses for ganske vidtgående, da den indebærer, at en teknisk rådgivers bistand sker under strafansvar for senere kon-

reglen er da også udformet på en måde, der gør den vanskeligt anvendelig. Se hertil *Pagh:* Juristen. 1997, p. 373.

83. Se f.eks.: MAD 1999.187 om selskabs ulovlige deponering i grusgrav, hvor et selskab blev idømt bøde på 10.000 kr. og konfiskation af fortjeneste, men ejeren blev idømt mindre bøde på 500 kr. Et andet eksempel er U 2001.2045 H, hvor direktør og medejer af ApS, der havde overtaget virksomhed efter konkurs, blev idømt en betydelig straf.
84. Se f.eks. MAD 1996.182 B (frifindelse af daglig leder af dambrug for strafansvar i den periode, hvor dambruget var drevet som ApS ejet af tiltaltes far) og MAD 1997.595 B (frifindelse af ejer af privat flyveplads for overtrædelse af vilkår). Men anderledes MAD 2000.930 B (om affald, hvor en landmand blev dømt for ikke at benytte kommunal affaldsordning og en skrothandler blev dømt for medvirken); MAD 2001.985 Ø (laboratoriechef på kemisk fabrik dømt for at ændre virksomhedens indberetning om spildevandsanalyser).

sekvenser, hvilket næppe svarer til den almindelige forståelse af strafferetligt medvirkensansvar efter særlovgivningen.

Selve udmålingen af den ***strafferetlige sanktion*** er overladt til domstolene på den måde, at loven angiver en straframme for de forskellige overtrædelser, mens domstolene herefter under hensyn til reglerne i straffelovens kapitel 10 udmåler den konkrete sanktion.[85] Som supplement til sanktionen kan gevinsten ved den ulovlige handling konfiskeres efter strl. §§ 75 og 76, hvilket er almindelig praksis i sager om mere alvorlig miljøkriminalitet.[86] Det konfiskerede beløb kan efter strl. § 77 bruges til dækning af erstatningsansvar forvoldt ved lovovertrædelsen, hvilket ofte kunne være relevant i miljøstraffesager, men så vidt ses ikke er forsøgt. Efter strl. § 79 er der tillige mulighed for, at domstolen frakender lovovertræderen retten til fortsat at udøve den pågældende virksomhed, som det skete i MAD 2003.579, hvor tiltalte blev fradømt retten til at drive en skrotvirksomhed.[87]

Forældelse af strafansvar for overtrædelse af miljølovgivningen rejser i hovedsagen to spørgsmål: hvor lang er forældelsesfristen, og hvordan beregnes forældelsesfristen? – Svaret på begge spørgsmål følger som udgangspunkt strfl. §§ 92-94.[88] Efter disse regler afhænger ***forældelsesfristens længde*** af strafferammen kombineret med, hvilken straf som vil kunne idømmes for det konkrete forhold. Da miljøstraffesager i alle tilfælde ikke hjemler en strafferamme over fire års fængsel, er der kun to muligheder: enten forældes strafansvar efter to år eller efter fem år. Dette gælder også, når man medtager miljølovenes specielle regler om forældelse af strafansvar. Om forældelsesfristen er to år eller fem år, afhænger af tre faktorer: (1) strafferammen for den pågældende overtrædelse; (2) om tiltalte er en fysisk eller en juridisk person; og (3) om forældelsen for den pågældende overtrædelse via særregler i miljølovene er forlænget til fem år. Er tiltalte en fysisk person, forældes strafansvar efter to år, hvis den konkrete overtrædelse ikke kan medføre højere

85. Se tillige *Knudsen:* Juristen 1997, p. 127 med en undersøgelse af praksis i miljøstraffesager fra 1988-1995; *Toftegaard Nielsen:* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 1995/77 og *Toftegaard Nielsen:* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 2005/20.
86. Se hertil *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, p. 447 ff; *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 362 ff; *Toftegaard Nielsen:* Miljøretten 1, 2006, p.756 ff og *Toftegaard Nielsen:* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 2005/20.
87. Domstolenes manglende brug af rettighedsfrakendelse efter strl. § 79 var begrundelsen for, at der i mbl. blev indført særlige regler om såkaldt mistet »miljøansvarlighed« i 1997 og udvidet ret til rettighedsfrakendelse i mbl's straffebestemmelser. Se hertil *Pagh:* Juristen 1997, p. 372.
88. For en indgående behandling af forældelse i miljøstraffesager, se *Møller-Sørensen:* Juristen, 2003, p. 51.

straf end ét års fængsel eller bøde, jf. strfl. § 93(1)(1), der kom ind i strfl. i 2002. For juridiske personer er det derimod alene strafferammen, der er afgørende for forældelsesfristen, idet strafansvar først forældelses efter fem år, hvis strafferammen er over et års fængsel for miljølovsovertrædelsen. Sammenholdes forældelsesfristerne med hidtidig praksis, vil miljølovsovertrædelser begået af *fysiske personer* forældes efter to år, da der ikke ses tilfælde, hvor der er dømt over ét års frihedsstraf for miljølovsovertrædelser. Forældelsesfristen vil dog være fem år, hvis den fysiske person har overtrådt et af de særlige forhold, hvor forældelsesfristen i miljølovene er fem år som f.eks. mbl § 19 om forurening af jorden uden tilladelse, jf. mbl § 110, stk. 7. Derimod vil forældelsesfristen for juridiske personers grove miljølovsovertrædelser ofte være fem år. Dette skyldes, at efter en række miljølove er strafferammen to år fængsel, hvis overtrædelsen er begået forsætligt eller groft uagtsomt, forudsat at der enten er sket skade på miljøet eller ved overtrædelsen er opnået en økonomisk fordel.[89]

Forældelsesfristens beregning: Forældelsesfristen afbrydes, når politiet indbringer sagen for domstolene, jf. strfl § 95(5). Dette tidspunkt er enkelt at fastslå. Derimod giver det lejlighedsvis anledning til tvivl, hvornår forældelsen begynder at løbe. Efter strfl. § 94(1) løber forældelsen fra det tidspunkt, hvor den strafbare handling eller undladelse er ophørt. Men hvis strafbarheden afhænger af en bestemt virkning, regnes fristen dog først fra denne virknings indtræden, jf. § 94(2). Det kan derfor overvejes, om forældelsen udskydes efter § 94(2), hvis et forureningsudslip først opdages efterfølgende. Da det typisk er selve udslippet og ikke virkningen, der er kriminaliseret, må en sådan udlægning afvises, så fristen regnes fra udslippet sker. Derimod opstår der mere komplicerede problemer ved tilstandsdelikter, hvor det er selve tilstanden, der er kriminaliseret, idet forældelse synes afskåret, fordi det ulovlige forhold består. Problemet er, hvad der i miljøretten er en ulovlig tilstand. Er der opført en bygning i landzone uden tilladelse efter planlovens § 35, er det nærliggende at anse dette som et tilstandsdelikt. Problemet er, at det ulovlige gerningsindhold efter § 35 er »opførelse af ny bebyggelse«, hvilket tyder på, at den strafferetlige forældelsesfrist løber, fra byggeriet er afsluttet. Tilsvarende synspunkter kan anføres om forbuddet mod at nedgrave stoffer, der kan forurene grundvand efter mbl § 19, idet det er handlingen, der her er kriminaliseret.[90] Særlige problemer opstår i relation til begrebet »fortsat forbry-

89. Mbl § 110, stk. 2, jfl § 88, stk. 2, kemikalielovens § 59, stk. 2, hmbl § 59, stk. 2, genmiljøloven § 36, stk. 2.

90. Tilsvarende *Møller-Sørensen:* Juristen, 2003, p. 56 f, hvori samtidig påpeges de andre problemer, der opstår i forhold til mbl § 19(2) om forbud mod beholdere, der er ned-

delse«, hvor forældelsen først løber til efter den sidste overtrædelse. Er der tale om en virksomhed, som vedvarende og på samme måde overtræder vilkår i en miljøgodkendelse ved ulovlige udledninger af spildevand eller ulovlig affaldsoplag, er det nærliggende at anse dette som en fortsat forbrydelse, jf. i samme retning U 2001.2045 H. Ofte vil det dog give anledning til tvivl, om der er den fornødne identitet mellem handlingerne og de goder, som skades ved handlingerne, ligesom grænsen til tilstandsdelikter er uklar.[91]

5.9 Sammenstød og afvejning mellem principper

I en række tilfælde vil et af de ovennævnte miljøretlige principper eller retsgrundsætninger komme i konflikt med en anden retsgrundsætning eller et andet princip, hvorfor en afvejning er nødvendig. Eksempelvis følger det på forhånd, at det miljøretlige integrationsprincip ofte kan komme i modstrid med specialitetsprincipper, ligesom forureneren betaler-princippet må modificeres af legalitetsprincippet, og kildeprincippet i en vis udstrækning fortrænger det EU-retlige frihandelsprincip. De anførte eksempler understreger, at det er en misforståelse, hvis man vil forsøge at tillægge retlige principper absolutitet. Også når det gælder miljørettens principper, er der grund til at understrege, at dualismen er rettens væsen – eller med *Ross*, at »interesseafvejning er al rets dybeste princip« (1934, p. 370). Med baggrund i praksis og lovgivning belyses i det følgende nogle typiske eksempler på en sådan afvejning.

Som det er fremgået af det foregående, står legalitetsprincippet ganske stærkt. Men heller ikke dette princip vil altid føre til, at en myndighed taber sin sag, når den har bevæget sig uden for lovens område. Et eksempel ses i U 2001.1709 H. Kommunen krævede, at en virksomhed skulle betale myndighedens udgifter til selvhjælp, idet virksomheden ikke havde efterkommet påbud om forureningsundersøgelser, som kommunen derefter gennemførte, ligesom kommunen gennemførte oprydning uden forudgående påbud med henvisning til mbl § 70. Højesteret fandt påbuddet om forureningsundersøgelser uhjemlet, ligesom Højesteret ikke fandt, at der i mbl § 70 var grundlag

gravet. Det er nærliggende at anse beholdernes tilstedeværelse som et tilstandsdelikt. Har den, der har nedgravet beholderne, ikke længere rådighed over ejendommen, er det dog tvivlsomt, om synspunktet kan opretholdes, da den nye ejer næppe hæfter, og den ansvarlige ikke har retlig rådeevne til at bringe den ulovlige tilstand til ophør.

91. Se f.eks. MAD 2003.1285 B: Oplag af affald ikke en tilstandsforbrydelse, hvorfor frifindelse på grund af forældelse.

for at iværksætte oprydning uden forudgående påbud. Kommunens krav var således uhjemlet og skulle ud fra legalitetsprincippet afvises. Men samtidig fandt Højesteret, at forureneren havde handlet ansvarspådragende (culpøst), hvorfor legalitetshensynet skulle afvejes over for forurenerens culpøse adfærd. Et flertal på tre dommere gav på dette grundlag kommunen medhold, mens mindretallet på to dommere ville frifinde. Ud fra sagens omstændigheder fandt flertallet således, at forurenerens ansvarspådragende adfærd i dette tilfælde måtte veje tungere end kravet om lovhjemmel. Dommen illustrerer, hvordan der ofte kan opstå en ganske vanskelig afvejning, når grundlæggende retsprincipper kolliderer.[92]

Det følger af den forvaltningsretlige officialmaksime, at myndigheden skal oplyse sagen tilstrækkelig. Men samtidig begrunder forureneren betaler-princippet kombineret med VVM-princippet, at den, som vil starte en miljøfarlig aktivitet eller producere et miljøfarligt produkt, forud for ansøgningen skal undersøge de direkte og indirekte miljøvirkninger. Løsningen på denne konflikt er efter kemikalielovgivningen, VVM-reglerne og miljøbeskyttelsesloven, at ansøger har undersøgelsesbyrden, således at myndighedens oplysningspligt består i at kontrollere, om ansøgningen opfylder lovens krav til sagens oplysning. Samme synspunkter begrunder, at miljømyndigheden efter mbl § 72 kan pålægge virksomheder egenkontrol, således at myndighedens oplysningspligt består i at kontrollere, om påbuddet er opfyldt – henholdsvis om der er behov for at pålægge yderligere egenkontrol. At officialmaksimen fortsat har betydning, fremgår af U 2005.2923 H. I denne sag fik en kommune underkendt krav om totaloprydning af forurening fra olietank, fordi kommunen ikke havde oplyst sagen tilstrækkeligt. Fejlen bestod i, at kommunen ikke havde imødegået forsikringsselskabets risikovurdering, der viste, at en mere begrænset oprydning var tilstrækkelig til at sikre mod fremtidig forurening af grundvand og skade på sundhed.

Et andet eksempel på sammenstød mellem forurenerens og myndighedens oplysningspligt er U 1999.1600 H, hvor Shell påstod et påbud om forureningsundersøgelser ugyldigt og krævede udgiften til opfyldelse af påbuddet tilbagebetalt af myndigheden. Med henvisning til, at love ikke kan have tilbagevirkende kraft uden udtrykkelig angivelse heraf i loven, fandt et flertal i

92. Et andet eksempel på en sådan grundlæggende konflikt er en straffesag mod Greenpeace for hærværk ved ulovligt at afbryde udledning af spildevand fra Proms fabrikker. Greenpeace blev imidlertid frifundet med henvisning nødværge, idet retten lagde til grund, at udledningen var ulovlig, og at Greenpeace forgæves havde henvendt sig til myndighederne (Vordingborg Byrets dom af 3/12 1993 i S 273/92). Anklagemyndigheden ankede, men frafaldt senere anke.

Højesteret, at påbuddet var ugyldigt, og gav Shell medhold. I dette tilfælde førte manglende lovhjemmel til, at det ikke var muligt at pålægge forureneren undersøgelsespligten. I den forstand måtte PPP vige for legalitetsprincippet.

En tredje variant af konflikten opstår, hvor forurenerens oplysning af sagen indhentes med henblik på strafferetlig forfølgelse af forureneren, idet forurenerens oplysningspligt her kommer i konflikt med forbuddet mod selvinkriminering. Med retssikkerhedslovens § 10 er denne mulighed nu udtrykkelig afskåret. For at tilgodese forureneren betaler-princippet er der i mbl §§ 70 a og 70 b indført hjemmel til, at myndighederne kan gennemføre efterforskningen på den mistænktes regning, jf. nærmere i afsnit 7.6. Ændringen af mbl illustrerer, at selvinkrimineringsforbuddet er så stærkt, at det ikke viger for forureneren betaler-princippet, men viser samtidig, at der ofte er legislative udveje på sådanne konflikter.

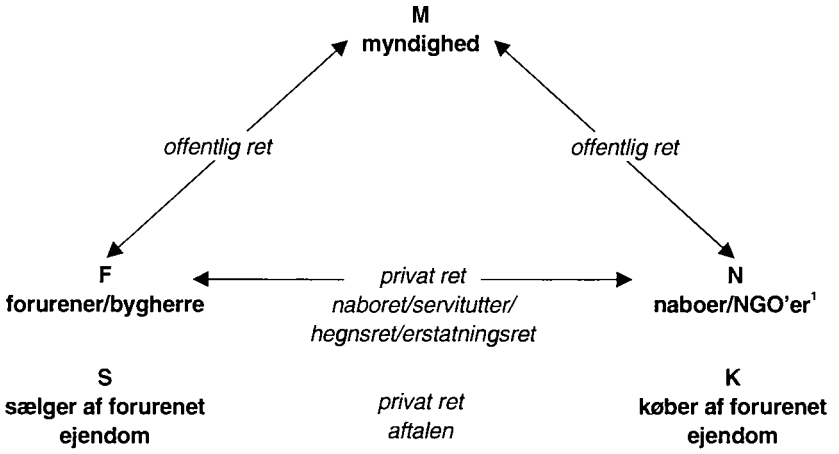
KAPITEL 6

Den privatretlige miljøret

Med den privatretlige miljøret sigtes til de miljøretlige problemer, der ikke alene lader sig løse på grundlag af den offentligretlige lovgivning, men som kræver anvendelse af civilretlige grundsætninger og regler. Den privatretlige miljøret er udtryk for, at ikke alle miljøretlige tvister kan håndteres inden for en forvaltningsretlig eller strafferetlig ramme. Forenklet kan dette forklares med, at ikke alle tvister mellem naboer afgøres af forvaltningen. Tvister mellem naboer om forurening af naboejendom eller tvister om udsigtsgener vil typisk skulle afgøres på grundlag af naboretten, privatretlige servitutter og det almindelige erstatningsansvar. Tilsvarende må udfaldet af tvister mellem køber og sælger af en forurenet ejendom afgøres på grundlag af aftalen mellem parterne efter almindelige obligationsretlige principper.

Den privatretlige miljøret hænger således sammen med det triangulære forhold, som kendetegner de fleste miljøretlige problemer, og som grafisk er beskrevet i figuren nedenfor. Med kursiv er angivet, hvilke tvister der kan henregnes til den offentlige henholdsvis den private ret. Det må dog understreges, at der er tale om en forenklet model. F.eks. kan det almindelige erstatningsansvar også finde anvendelse i forholdet mellem forureneren og myndigheden og i forholdet mellem naboer og myndigheden.

Den privatretlige miljøret adskiller sig ikke principielt fra den almindelige privatret, når bortses fra, at naboret, servitutter, hegnsret og hævd er udtryk for specielle privatretlige problemer, der traditionelt henføres til miljøretten. Hertil kommer, at der med miljøerstatningsloven for visse virksomheder er indført særlige regler om erstatningsansvar for miljøskader, hvorefter virksomhederne også skal erstatte hændelige skader. Men ses der bort fra de specielle regler, må forurenerens eventuelle erstatningsansvar for miljøskader afgøres på grundlag af dansk rets almindelige erstatningsansvar. Tilsvarende må købers mulige krav mod sælger af en forurenet ejendom afgøres på grundlag af aftalen efter almindelige obligationsretlige principper om mangelsindsigelser.



1. NGO'er står for Non Governmental Organisations og anvendes som synonym for miljøorganisationer.

Det sidste kunne tale for, at omtalen af den private miljøret begrænses til naboret, servitutter og hegnsret. Praksis har imidlertid vist, at også de almindelige privatretlige principper har stor praktisk betydning i miljøretten og til tider er flettet sammen med den offentlige miljøret på en måde, der giver anledning til usikkerhed i retsanvendelsen. Også i et offentligretligt perspektiv er det derfor nødvendigt med et vist minimumskendskab til den privatretlige del af miljøretten.

I det følgende gives først en kort indføring i fem privatretlige grunddiscipliner: (1) aftalen og misligholdelsesbeføjelser; (2) erstatningsansvar uden for kontrakt; (3) grundsætning om uanmodet forretningsførelse; (4) tredjeparters retsstilling; og (5) forældelse. Herefter følger en kort omtale i (6) af naboretten, i (7) af servitutter, i (8) af hegnsloven, og i (9) af hævd. Afslutningsvis belyses den vanskelige afgrænsning mellem erstatningsretten og myndighedernes offentligretlige krav på genopretning henholdsvis myndighedernes erstatningsansvar for fejl i sagsbehandling og uhjemlede afgørelser.

6.1 Aftalen og misligholdelsesbeføjelser

Det principielle grundlag for den private ret er *aftalen*, dvs. de gensidige forpligtelser, som parterne har lovet hinanden – eller mere praktisk, hvad de har aftalt at udveksle af formuegoder. Typisk drejer det sig om en bestemt sum

penge for en bestemt ydelse eller bestemte varer. Hvad der er gældende ret beror på, hvad parterne har aftalt. Anerkendelsen af aftalen som den retsstiftende kendsgerning bygger på parternes fri vilje og på hver parts råden over egen formuesfære. Aftaler under tvang er derfor ugyldige, ligesom en borger ikke uden fuldmagt eller lignende kan indgå aftaler om andres formuegoder. Udgangspunktet om aftalens bindende virkning modificeres dog tillige af en række regler, der skal beskytte den svage part, som f.eks. forbrugere eller lejere af bolig (beskyttelsespræceptive regler). Herudover er der en række fortolkningsprincipper, der skal beskytte den svage part i et aftaleforhold.

I og med den privatretlige aftale er den retsstiftende kendsgerning, er det også aftalen, der fastlægger indholdet af de privatretlige pligter. Det er fortolkning af aftalen, der bestemmer det nærmere indhold af parternes forpligtelser, men fortolkningen suppleres af en række principper udviklet i den almindelige obligationsret. Fører en fortolkning af aftalen til, at det må lægges til grund, at den ene part ikke har opfyldt sine forpligtelser efter aftalen (f.eks. fordi det leverede er mangelfuldt), giver dette køber *misligholdelsesbeføjelser*. Afhængig af forholdets karakter kan køber hæve aftalen eller kræve forholdsmæssigt afslag, medmindre manglen må bebrejdes køber, f.eks. fordi køber har tilsidesat sin undersøgelsespligt.

I miljøretten har misligholdelsesbeføjelser især haft betydning i sager om køb eller leje af forurenede ejendomme. Omfatter købet en ejendom, hvor der har været drevet stærkt forurenet industri i en menneskealder, forventes det, at køber selv undersøger, om ejendommen er forurenet, hvis dette har betydning for køber, jf. f.eks. MAD 2002.148 V. Er der omvendt intet at bebrejde hverken køber eller sælger, er det sælger, der bærer risikoen for, at ejendommen lider af en væsentlig værdiforringende mangel. Havde ingen af parterne grund til at tro, at ejendommen var forurenet, og anses forureningen som en væsentlig værdiforringelse, vil køber kunne kræve forholdsmæssigt afslag. Det forholdsmæssige afslag udmåles efter den økonomiske værdi af manglen på handelstidspunkt, jf. U 2000.2420 H. Det er værdiforringelsen på handelstidspunktet og ikke oprydningsomkostningerne, der er bestemmende for det forholdsmæssige afslag. Heraf følger omvendt, at hvis den forurenede ejendom er erhvervet billigt ved mageskifte, kan der ikke tages hensyn hertil ved udmåling af det forholdsmæssige afslag, jf. MAD 2005.716 Ø. Anses manglen ikke for væsentlig, må køber bære risikoen, jf. U 2001.2200 H, hvor en industrigrund viste sig at være mere forurenet end forudsat af parterne, men værdiforringelsen var beskeden, hvorfor forholdsmæssigt afslag blev afvist.

Er sælger derimod vidende om forureningen, men fortier dette for køber, kan sælger ifalde erstatningsansvar for at tilsidesætte sin *loyale oplysningspligt*. Til forskel fra forholdsmæssigt afslag indebærer erstatningsansvaret, at

køber får godtgjort det fulde økonomiske tab. I U 2000.234 V blev en kommune derfor fundet erstatningsansvarlig for at have solgt en grund, hvor der tidligere havde været kommunal losseplads, fordi kommunen ikke oplyste herom. Det blev ikke tillagt betydning, at de daværende medarbejdere i kommunen ikke ved salget var klar over den tidligere anvendelse. Selv om ejendommen efterfølgende var ryddet op under den såkaldte værditabsordning, havde køber krav på erstatning for den værdiforringelse, som oplysning om den tidligere losseplads måtte antages at påføre den nuværende ejer ved et senere salg af ejendommen.

Hvis en ejendom efter køb forureningskortlægges efter jordforureningsloven, er dette principielt uden betydning for vurderingen af, om køber kan gøre mangelsindsigelser mod sælger, medmindre der i aftalen er indføjet en udtrykkelig regel herom. Det er forureningen – ikke kortlægningen – der er afgørende for, om der foreligger en værdiforringende mangel. Til illustration kan nævnes Østre Landsrets tilkendegivelse i MAD 2004.961, hvor landsretten afviste, at en forureningskortlægning af en mindre forurening i dybere jordlag gav grundlag for forholdsmæssigt afslag – men dog tilføjede den mere tvivlsomme begrundelse, at køber ikke havde taget initiativ til at få forureningskortlægningen slettet. Når det må fastholdes, at det er forureningen og ikke en senere forureningskortlægning, der er afgørende for mangelsbedømmelsen, er det, fordi kortlægningen er en offentligretlig rådighedsbegrænsning, der først indtræder, efter at risikoen er gået over på køber. Så medmindre køber i skødet har taget forbehold for forureningskortlægning, er kortlægningen uden betydning for mangelsbedømmelsen.

Formulering af slutseddel og skøde om overtagelse af fast ejendom vil derfor være afgørende for, om det er køber eller sælger, der ender med at bære tabet for, at en ejendom senere viser sig forurenet. I MAD 2004.1380 Ø blev forholdsmæssigt afslag for forurenet ejendom således afvist, fordi sælger i aftalen havde fraskrevet sig ansvar for forurening. Så vidt ses er der blandt en del advokater, som berigtiger ejendomshandler, opstået en nogenlunde enslydende klausul, hvorefter sælger indestår for, at ejendommen ikke er forurenet i en grad, som kan medføre myndighedspåbud til køber, jf. til illustration MAD 2004.1453 B. Disse klausuler må bero på en misforståelse, da det siden Rockwool-dommen i U 1991.672 H har ligget fast, at en ny ejer ikke kan pålægges at fjerne en forurening. Klausulen vil derfor ofte mere være i sælgers end i købers interesse, da den kan udlægges, som om sælger alene hæfter for de myndighedskrav, der kan rejses mod køber. Det sidste kan omvendt begrunde et muligt ansvar for berigtigende advokat.

Det er *aftaletidspunktet*, der er bestemmende for, om sælger har tilsidesat sin loyale oplysningspligt. Får sælger efter aftalens indgåelse viden om for-

ureningen, kan der muligvis indlægges en vis pligt til at orientere køber, hvis sælger ved, at dette kan få betydning for købers senere dispositioner. Men undladelse heraf vil normalt ikke kunne sanktioneres, fordi køber kun kan få dækket de udgifter, som køber måtte blive påført grundet sin manglende viden. Har køber betalt en arkitekt for at tegne en vuggestue, vil sælger muligvis kunne gøres ansvarlig for denne unødvendige udgift, men ikke for det tab, som forureningen i øvrigt påfører køber. Derimod er aftaletidspunktet som hovedregel uden betydning for, hvem der er ansvarlig efter miljølovgivningen. Undtagelsen er jfl § 45, der angår muligheden for, at en ny operatør eller ejer hæfter for et påbud om oprydning eller undersøgelse til sælger. Efter jfl § 45 vil køber således under visse betingelser kunne hæfte for et sådant påbud, hvis køber er i ond tro om påbuddet ved aftalens indgåelse. Derimod vil købers eventuelle viden om påbuddet efter aftalens indgåelse ikke medføre, at køber hæfter for påbuddet til sælger.

Risikoens overgang handler om, fra hvilket tidspunkt risikoen for nye skader på den købte genstand går over. Det kan f.eks. tænkes, at forurening af en ejendom først indtræder efter aftalens indgåelse, men før køber har overtaget ejendommen. Spørgsmålet er her, hvornår går risikoen over for, at det købte svarer til det aftalte. Her følger det af fast retspraksis, at det er sælger, der har risikoen, indtil ydelsen (i dette tilfælde den faste ejendom) er overgivet, medmindre andet er aftalt. Risikoen for, at der indtræder en forurening efter aftalens indgåelse, går således først over på køber, når køber overtager ejendommen, medmindre andet følger af aftalens indhold.

Det ovenfor anførte gælder tilsvarende for erhvervsmæssige *lejeforhold.* Det er lejeaftalen, der bestemmer, om det udlejede giver lejer anledning til mangelsindsigelser, henholdsvis om udlejer kan rejse krav for misligholdelse, når lejeaftalen udløber.[1] Det kan i forlængelse heraf ikke udelukkes, at boliglejere vil kunne gøre mangelsindsigelser gældende over for udlejere, hvis en boligejendom viser sig forurenet på en måde, der begrænser anvendelsen af det lejede, og dette ikke var udtrykkeligt forudset i lejeaftalen. Men så vidt ses foreligger ingen trykte domme herom, idet de hidtidige sager har angået lejers eventuelle misligholdelse af lejemålet.

Når en myndighed indgår forretningsmæssige dispositioner som køb eller salg af ydelser, gælder de almindelige aftaleretlige regler med visse modifikationer. De almindelige krav om ligebehandling og saglig forvaltning udgør

1. U 1999.2020 H: olieselskab som lejer pålagt at erstatte udgifter til oprydning af Prøvestenen, idet lejeaftalen fortolket ud fra parternes forudsætninger. U 2000.2169 H: asfaltfabrik som lejer frifundet for at betale kommunen (som udlejer) udgifter til oprydning efter forurening på grundlag af fortolkning af lejeaftalen.

således en begrænsning af myndigheders aftalefrihed. For at undgå misbrug og favorisering af lokale producenter er myndigheders køb af ydelser undergivet særlige procedureregler i form af bl.a. EU's udbudsregler. For at undgå uvedkommende hensyn ved kommunalt salg af fast ejendom er der som udgangspunkt krav om forudgående offentligt udbud, jf. kommunestyrelseslovens § 68.[2] Tilsvarende er kommunernes erhvervelse af fast ejendom undergivet kravet om saglige hensyn, hvorfor en kommune f.eks. ikke kan benytte sin formue til at opkøbe ejendomme for at gennemtvinge arealdispositioner, der ikke hjemles i planloven eller anden lov, når erhvervelsen ikke i øvrigt sker til kommunale formål.[3] Bedømmelsen af indsigelser om mangler ved aftaler med offentlige myndigheder sker efter almindelige køberetlige regler, idet myndighedens position dog afskærer myndigheden fra at påberåbe sig den svage parts beskyttelse. Har en kommune solgt en ejendom, der senere viser sig at være forurenet, kan kommunens rolle som plan- og forureningsmyndighed begrunde, at kommunens ansvar som sælger skærpes med hensyn til dokumentation for god tro.[4]

Uden for de privatretlige dispositioner falder alle de tilfælde, hvor myndighedens aftale ikke er udtryk for en udveksling af formueværdier (gensidigt bebyrdende aftale), men hvor myndigheden handler på grundlag af sin kompetence som myndighed. Indgår en myndighed f.eks. en aftale med en virksomhed om, at den ikke vil gribe ind over for en udledning, hvis forholdet er bragt i orden inden en måned, er dette ikke en privatretlig aftale, men en *forvaltningsaftale*, der kun binder i det omfang, der er hjemmel i lov. Forvaltningsaftalen kan derfor ikke udvide forvaltningens beføjelser.

Tilsvarende kan en kommune ikke gøre en offentligretlig beslutning som vedtagelse af en lokalplan eller godkendelse af en virksomhed betinget af, at ansøgeren yder et økonomisk vederlag til kommunen. Det gør i den sammen-

2. Nærmere regler er fastsat i bekendtgørelse 472/1991 om offentligt udbud ved salg af kommunal fast ejendom. Se hertil *Revsbech:* Kommunernes opgaver, 2005, p. 145 f.
3. For uddybning se *Revsbech:* Kommunernes opgaver, 2005, p.144 f.
4. Se til illustration den såkaldte Strandbydom (VL af 1.6 1990, 2. afd. BS 1217/1986), hvor Frederikshavn Kommune blev fundet erstatningsansvarlig for Miljøstyrelsens udgifter til oprydning af nogle forurenede ejendomme, som kommunen havde solgt, selv om kommunen ikke var forurener og ikke kendte til forureningen. Selv om dommen kunne være klarere formuleret, er dommens resultat begrundet med, at de nuværende ejere ansås at have transporteret deres krav mod sælger til Miljøstyrelsen og amtet. Dommen er kommenteret i *Pagh:* Miljøansvar 1998, p. 386 f og p. 428 f; *Pagh:* UfR 1996B.243 (252) og *Basse:* Forurenet jord, 1992, p. 212 f.

hæng ingen forskel, om kommunen anvender vederlaget til almene formål.[5] Ligeledes hindrer legalitetshensyn, at en miljøgodkendelse af en virksomhed kan gøres betinget af, at virksomheden opkøber de nærmeste ejendomme for at begrænse miljøgenerne på disse ejendomme, jf. U 1983.1140 Ø, hvor landsretten afviste, at miljøgodkendelse af Studstrupsværket kunne indeholde vilkår om opkøb af naboejendomme. Medfører miljøgodkendelsen uacceptable gener, er naboerne henvist til at søge erstatning på naboretligt grundlag.

En særlig variant af forholdet mellem de privatretlige aftaler og den offentlige ret opstår, når et amt sælger en forureningskortlagt ejendom, hvor amtet har påbegyndt en offentlig oprydning efter jordforureningslovens kapitel 3. Spørgsmålet er, om amtet i salgsaftalen kan forpligte køber til at afslutte den offentlige oprydning. Svaret herpå er benægtende, da den af amtet iværksatte oprydning ikke sker som ejer, men som myndighed. Og denne forpligtelse kan ikke ved aftale delegeres til andre, medmindre der er hjemmel i lov, hvilket ikke er tilfældet.

6.2 Erstatningsansvar uden for kontrakt

Aftalen er imidlertid ikke det eneste grundlag for privatretlige forpligtelser og ansvar. Reglerne om ***erstatningsansvar uden for kontrakt*** supplerer aftalen på den måde, at en borger eller virksomhed kan blive gjort erstatningsansvarlig for den skade, som forvoldes på andres erstatningsretligt værnede interesser.

Betingelsen for erstatningsansvar er, at der er et ***ansvarsgrundlag***. Hermed menes, at skaden skal være forvoldt af skadevolder på en måde, der er ansvarspådragende. Dette kræver som udgangspunkt, at skadevolder har forvoldt skaden culpøst, dvs. at skaden kan bebrejdes skadevolder som uagtsom (***culpa***). Sker der f.eks. forurening, som følge en utæt ventil i en tank med farlige stoffer, vil ejeren af tanken kun blive erstatningsansvarlig, hvis den defekte ventil kan bebrejdes denne som uagtsom. Tilsvarende vil montøren af

5. Se til illustration Justitsministeriets notat af 8/5 2003 til Miljø- og Planlægningsudvalget vedrørende kommunernes mulighed for at gøre lokalplaner betinget af, at bygherren bidrog til nødvendige infrastrukturanlæg. Justitsministeriet konkluderede, at sådanne krav må sidestilles med en skat omfattet af grl. § 43, hvorfor der heller ikke ved lovhjemmel kan gives kommunerne en sådan dispositionsfrihed (Bilag 51 til lovforslag L 103). Det fremgår af betænkning 1397/2001 fra Erhvervs- og Bypolitisk udvalg, at dette havde været praksis i nogle kommuner (p. 29).

ventilen kun kunne blive erstatningsansvarlig, hvis defekten kan bebrejdes denne som uagtsom.[6]

For visse aktiviteter har lovgiver dog vedtaget et skærpet objektivt ansvar, hvorefter skadevolder er erstatningsansvarlig, selv om skaden anses som hændelig. Et sådant ansvar er gennemført for særligt forurenende virksomheder i miljøerstatningsloven.[7] For miljøskader, der skyldes handlinger før miljøerstatningslovens ikrafttræden, vil ansvar dog kræve culpa, jf. U 2002.780 H.

Fra ældre retspraksis kan nævnes U 1958.365 H om asfaltfabriks forurening af vandindvinding. Med baggrund i *Gomards* artikel i UfR 1978B.53 opstod i 1980'erne forestillinger op et objektivt ansvar for oprydning af forurening. Et sådant ulovreguleret objektivt ansvar blev afvist i sagen om Cheminovas affaldsdepot ved Harboøre Tange. Staten gjorde gældende, at Cheminova var objektivt ansvarlig for statens udgifter til fjernelse af det deponerede kemikalieaffald, der var deponeret i strid med dagældende forskrifter, men efterfølgende var godkendt af de lokale miljømyndigheder. Landsretten afviste, at Cheminova kunne gøres objektivt ansvarlig for udgifterne uden lovhjemmel og frifandt.[8] Samme linje er fulgt i senere domme. Enten har myndigheden måttet betale oprydningsomkostningerne, fordi forureningen ikke ansås culpøst forvoldt af forureneren (U 1994.659 V, MAD 1996.336 V og U 1998.549 H) – eller også er der sket domfældelse med henvisning til, at forureningen har kunne bebrejdes den sagsøgte som culpøst – U 1989.353 Ø (lossepladsø); U 1989.692 H (asfaltfabrik); U 1995.505 H (Nato-rørledning); U 2000.276 H (olieselskab); og U 2001.1709 H (galvaniseringsvirksomhed). Siden Højesterets afgørelse i Rockwool-sagen (U 1991.674 H) har det ligget fast, at der ikke på ulovreguleret grundlag gælder et objektivt grundejeransvar for myndighedernes udgifter til at fjerne forurening, som hidrører fra installationer på ejendommen.

Det ligger yderligere i betingelserne for ansvar, at der skal være årsagssammenhæng mellem den skadevoldende handling og skaden. Uanset om den skadevoldende handling er omfattet af culpa eller objektivt ansvar, er erstatningsansvar betinget af, at der ikke er objektive frihedsgrunde som nødværge, ligesom ansvaret kan reduceres på grund af skadelidtes egen skyld.

6. Se til illustration U 1971.672 V, hvor kødbenmelfabrik funder erstatningsansvarlig for skader på dambrug som følge af udledning fra et ikke færdiggjort rensningsanlæg. I et efterfølgende regressag mod montøren af rensningsanlægget, blev montøren funder erstatningsansvarlig i forhold til kødbenmelfrabikken – U 1976.142 H.
7. Se nærmere *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, p. 389 ff; *Moe. m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 350 ff; *Theilgaard:* Miljøansvar, 1997, p. 39 ff; *Basse, Tønnesen og Wiisbye:* Miljøerstatningsloven med kommentarer, 1995; *Basse og Egelund Olsen:* Miljøretten 1, 2006, p. 527 ff; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 294 ff.
8. Se utrykt Vestre Landsrets dom af 4.6.1987, 1. afd., B 402/1987.

Ved miljøskader er det især de *erstatningsretligt værnede interesser*, der volder både teoretiske og praktiske vanskeligheder.[9] Betingelsen for at kunne gøre et erstatningsansvar gældende er nemlig, at man er skadelidt. Medfører en virksomhed forurening af naboejendommene, vil ejere og brugere på naboejendommene kunne rejse krav mod virksomheden på grundlag af naboretlige grundsætninger for de ødelæggelser og det værditab, som forureningen medfører – forudsat at der er fornødent ansvarsgrundlag.[10] Det er derimod mindre klart, hvornår myndigheden vil kunne gøre et erstatningsansvar gældende i det nævnte tilfælde. Problemet er, at skaden er sket på privat ejendom, og at myndigheder almindeligvis ikke kan rejse erstatningskrav, når borgernes private formuegoder skades. Men hvis forureningen på en privat ejendom truer en nærliggende vandforsyning eller et følsomt økosystem, vil dette kunne begrunde, at myndigheden kan gøre et erstatningsansvar gældende, men kun for den del, der berører den offentlige interesse. Den nærmere afgrænsning heraf volder til tider betydelige vanskeligheder, som det fremgår af U 1977.183 V.[11]

Andre problemer opstår, hvis virksomheden forurener et vandløb eller et havområde, hvor det kan give anledning til tvivl, hvem der kan rejse krav, og hvad der kan kræves erstattet. Udgangspunktet er, at det er den relevante miljøtilsynsmyndighed, der må anses som skadelidt, og at denne kan kræve dækket udgifter til genopretning. Dette vil efter hidtidig praksis omfatte fjernelse af forureningen – og efter direktiv 2004/35 om miljøansvar tillige genopretning af det ødelagte økosystem, hvis der er tale om beskyttede arter. Det kan dog ikke udelukkes, at borgere, der lider tab ved sådanne forureninger, ligeledes kan rejse et erstatningskrav. Tilsvarende vil sportsfiskere kunne have krav på erstatning for udgifter genudsættelse af fiskeyngel, jf. U 1988.878 V, hvorfor det ikke kan udelukkes, at også andre miljøorganisationer vil kunne rejse erstatningskrav for den økologiske skade.

9. For en mere fyldig behandling af det erstatningsretlige værn, *Pagh:* Miljøansvar, 1998 – især p. 399-482.
10. Om naboretten, se *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, Rådighed og Regulering, 2003, p.154 ff.
11. I MAD 1997.588 B afviste byretten, at der i mbl var hjemmel til at kræve oprydning af hensyn til indeklimaet. I U 2005.2923 afviste landsretten, at der ved påbud om oprydning efter jfl § 48 kan tages hensyn til ejers værditab. Se tillige KFE 1993.300 om Dansk Kabelskrot, hvor Miljøklagenævnet afviste, at mbl gav hjemmel til at kræve oprydning af naboejendomme, da krav herom måtte fremsættes af naboer. Og uddybende hertil *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 455 ff.

6.3 Uanmodet forretningsførelse

Grundsætningen om uanmodet forretningsførelse er ikke fastsat i lov, men bygger på romerrettens lære om *negotiorum gestio*. Grundsætningen angår de tilfælde, hvor en tredjeperson optræder som forretningsfører for en skadelidt person uden at være opfordret hertil af skadelidte, fordi denne er fraværende. Hvis en nabo N f.eks. opdager, at der løber olie ud af en utæt ventil på E' naboejendom, og N herefter udskifter ventilen, vil der være tale om uanmodet forretningsførelse. Grundsætningen sikrer i dette tilfælde, at N får dækket sine udgifter til en ny ventil af E, da N ved sin øjeblikkelige indgriben sparer E for et betydeligt formuetab – nemlig udgifterne til oprydning af forureningen.

Betingelserne for at anvende grundsætningen om uanmodet forretningsførelse er: (1) at E ikke selv er til stede, (2) at N's udgifter er væsentligt mindre end det tab, som ellers vil være påført E, og (3) at N's foranstaltninger begrænser sig til det strengt nødvendige og forsvarlige. Den sidste betingelse indebærer, at N også under reglerne om uanmodet forretningsførelse vil kunne få dækket udgiften til at hindre, at forureningen spreder sig, hvis en sådan spredning vil medføre væsentligt større skader for E, mens reglerne om uanmodet forretningsførelse ikke kan hjemle dækning af N's udgifter til at hindre forureningen skader N.

Grundsætningen om uanmodet forretningsførelse blev brugt i U 1977.183 V, der angik myndighedernes udgifter til oprydning, efter at en utæt ventil til en olietank havde forårsaget forurening af et vandløb og ejeren af olietankens ejendom. Ejeren blev fundet erstatningsansvarlig for miljømyndighedens udgift til oprydning af vandløb, men i forhold til myndighedens udgifter til oprydning af E's ejendom blev E pålagt at godtgøre disse efter grundsætningen om uanmodet forretningsførelse. Dommen blev kritiseret af bl.a. *Gomard* (UfR 1978B.53, 70). Dette gav anledning til, at der i betænkning 981/1983 blev stillet forslag om en hjemmel til myndigheders krav på dækning af udgifter til akutte afværgeforanstaltninger, hvilket svarer til den nuværende mbl § 70.

Det må understreges, at mbl § 70 ikke er en kodificering af uanmodet forretningsførelse, men er en selvstændig hjemmel til, at myndigheder kan gribe ind i akutte tilfælde, og uafhængig af størrelsen af den forpligtedes tab eller tilstedeværelse. Selv om mbl § 70 hjemler en betalingspligt for den ansvarlige forurener, når der foreligger en akut forurening, viser U 1995.505 H, at forurenerens betalingspligt afhænger af, om der er et erstatningsretligt ansvarsgrundlag.

Grundsætningen om uanmodet forretningsførelse vil derfor fortsat være relevant, hvor en borger eller en myndighed uanmodet hindrer en forure-

ningsskade i at ødelægge en ejers ejendom. Men det forudsætter, at denne indsats ikke er begrundet i at varetage forretningsførerens interesser, og at betingelserne i øvrigt er opfyldt.

6.4 Tredjeparters retsstilling

Med få modifikationer stiftes civilretlige krav ved aftale eller erstatningsansvar uden for kontrakt. Ovenfor er belyst, hvilke krav dette giver modparten (aftaleparten eller skadelidte). Men spørgsmålet er, om også *tredjeparter* som myndigheder eller andre borgere kan støtte ret på disse to retsstiftende kendsgerninger (aftalen og erstatningsansvaret). Og det tilsvarende modspørgsmål: om en ny ejer af en virksomhed forpligtes af den tidligere ejers aftaler og eventuelle erstatningsansvar.

Obligationsrettens klare udgangspunkt er benægtende. Aftalen forpligter og berettiger alene parterne – og erstatningsansvaret er et mellemværende mellem skadevolder og skadelidte. Det kræver et supplerende grundlag at gå videre. En myndighed kan derfor ikke uden særligt grundlag støtte ret på skadelidtes krav mod skadevolder eller indtræde i købers eventuelle krav mod sælger i anledning af en forurening.

Transport til myndigheden – dvs. skadelidtes overdragelse af sit krav mod forureneren – kan udgøre et sådant grundlag. Det er dog ikke helt afklaret, om en sådan transport af skadelidtes krav til miljømyndigheder forudsætter hjemmel i lov. I den anden Phønix-dom, U 1989.692 H var et boligselskab af kommunen påbudt en oprydning af en større forurening. Efter at påbuddet blev stadfæstet af Miljøstyrelsen, indgik boligselskabet og kommunen en aftale, hvorefter kommunen fjernede forureningen, men indtrådte i ethvert krav, som boligselskabet måtte have mod Phønix som forurener. Phnønix bestred, at der var sket gyldig transport af kravet, hvilket blev afvist af Højesterets flertal på fire dommere, men med disens fra tre dommere, der ikke ville anerkende transportens gyldighed.[12] Dommens præjudice er i alle tilfælde usikker, da det påbud, der lå til grund for oprydningen, må anses som ugyldigt i lyset af U 1991.674 H. Tilsvarende forudsatte landsretten i den såkaldte Strandbydom fra Frederikshavn (VLD af 1/6 1990), at ejers krav mod forurener gyldigt kunne transporteres til forurener uden særlig lovhjemmel. Lovgiver har dog været usikker og indførte i 1993 en særlig regel i mbl § 84 a om

12. Om dommen se tillige *Pagh:* Erstatningsansvar for miljøskader, 1991, p. 158.

myndighedernes transport i ejers krav.[13] Reglen er siden videreført i jfl § 73, stk. 3, hvorefter myndighederne efter en oprydning efter jordforureningsloven indtræder automatisk i de krav, som ejeren har mod forureneren, i det omfang ejerens krav mod forureneren er reduceret som følge af den offentlige oprydning.

Tilsvarende gælder det omvendte forhold: en ny ejer af en virksomhed eller en ejendom forpligtes ikke uden særligt grundlag af det ansvar og de aftaleretlige pligter, som den tidligere ejer havde pådraget sig. Selv om myndigheders reaktioner til tider kan give indtryk af, at dette udgangspunkt er fraveget, når forpligtelsen angår forurening, må det principielle udgangspunkt fastholdes. Da forholdet ofte giver anledning til usikkerhed, er det fundet fornødent med en mindre uddybning, hvorunder også belyses, hvilken stilling de offentligretlige krav har.

Reglerne om *succession* handler om, under hvilke betingelser og i hvilket omfang en ny ejer henholdsvis ny driftsherre overtager den tidligere ejers eller driftsherres forpligtelser eller ansvar. Når en ejendom eller en virksomhed sælges, er hovedreglen, at køber ikke indtræder i tredjemands fordringer mod sælger baseret på aftale eller erstatningsansvar. Såfremt der på ejendommen er en tinglyst fordring i ejendommen på grundlag af pant eller udlæg, kan denne forpligtelse dog gøres direkte gældende mod køber. Dette skyldes, at tinglysning af pant er en rettighed over ejendommen, som den til enhver tid værende ejer skal respektere. Tilsvarende vil tinglyste servitutter på ejendommen påhvile køber på samme måde som sælger. Såfremt køber ved aftalen med sælger har påtaget sig sælgers økonomiske forpligtelser overfor tredjemand, kan disse fordringer gøres direkte gældende mod køber, i det omfang køber har underrettet tredjemand herom, jf. gældsbrevlovens § 31.

Er det derimod ikke kapitalaktiver som fast ejendom eller virksomhedsanlæg, men et *selskab med begrænset ansvar* (Aps eller A/S), der er købt, medfører det ændrede ejerforhold af selskabet ingen ændring i selskabets forpligtelser. Det er i alle tilfælde selskabet, der hæfter og ikke ejeren af selskabet. Selv om selskabets økonomi hindrer selskabet i at opfylde sine pligter, kan selskabets bestyrelse kun i helt ekstraordinære tilfælde komme til at hæfte for selskabets forpligtelser. *Ansvarsgennembrud* er således alene en sikkerhedsventil for helt ekstreme tilfælde. Samme principielle overvejelser gør sig gældende for et moderselskabs hæftelse for et datterselskab.[14]

13. Om begrundelsen se FT 1993-94 A, sp. 1830 – og hertil *Pagh:* Amerikansk miljøret, 1994, p. samt *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 41 ff.
14. *Friis Hansen og Krenchel:* Lærebog i selskabsret I, 1999, p. 79 f og Lærebog i selskabsret II, 2000, p. 481.

Udgangspunktet er således, at der kræves noget særligt, før køber indtræder i sælgers civilretlige forpligtelser. For *offentligretlige krav* afhænger det derimod af de enkelte love, om køber indtræder i sælgers pligter. Offentligretlige rådighedsbegrænsninger baseret på nbl, planloven eller forureningskortlægning efter jfl hviler på den faste ejendom og overtages derfor umiddelbart af køber. Tilsvarende vil en ny operatør, der overtager en listevirksomhed, være forpligtet til at overholde vilkår for en miljøgodkendelse og påbud om forureningsbegrænsning hjemlet i mbl, hvis den nye operatør driver virksomheden videre. Derimod indtræder køber ikke i sælgers ansvar for eventuelle overtrædelser af miljøbeskyttelsesloven, da ansvaret påhviler forureneren og ikke ejeren som følge af forureneren betaler-princippet.[15]

På samme grundlag har domstolene afvist et *grundejeransvar* for forurenede ejendomme, jf. U 1991.674 H. Den omstændighed, at køber har erhvervet en forurenet ejendom usædvanlig billigt, giver heller ikke myndighederne et krav mod den nye ejer, jf. FOB 1993.191. For jordforureninger indtrådt efter 1/1 2001 er i jfl § 45 udformet en særlig regel om, hvornår en ny driftsherre henholdsvis en ny ejer af en forurenet ejendom overtager sælgers forpligtelser til at efterkomme påbud meddelt til sælger. Efter disse regler vil den nye operatør eller ejer kun hæfte, hvis køber vidste eller burde vide, at der var meddelt påbud, da aftalen om køb blev indgået, mens det er uden betydning, om køber havde kendskab til forureningen, da aftalen blev indgået. Får køber kendskab til påbuddet, efter at aftalen er indgået, men før overtagelse, hæfter køber ikke. Tinglysning af påbuddet efter jfl § 46 giver ej heller prioritetsbeskyttelse i forhold til andre rettigheder over den fast ejendom, da påbuddet ikke udgør en rettighed over den faste ejendom og derfor ikke omfattes af tinglysningslovens § 1. Kun hvor køber på aftaletidspunktet var i ond tro om påbuddet, vil køber hæfte, og kun såfremt køber driver virksomheden videre.[16]

Konkurs er udtryk for, at skyldneren ikke har økonomiske midler til at opfylde de kontraktlige forpligtelser og de økonomiske fordringer, der kan rettes

15. Se *Pagh:* UfR 2001B. 479 med kritik af Højesterets begrundelse for domfældelse i U 2001.2045 H, samt *Trenskow:* UfR 2003B.193 og *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, 2003, p. 149 ff.
16. Se *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 299 ff, hvori tillige redegøres for de særlige ekstinktionsregler, der gælder, hvis ejeren af ejendommen ikke er driftsherre. For bedømmelsen af ond tro kan det have betydning, at et påbud efter jfl § 46 tinglyses på den forurenede ejendom, og ikke på den forpligtigedes ejendom. Er forureningen fremkaldt fra naboejendommen, vil det ikke af naboejendommens tingbog fremgå, at der er meddelt påbud. Se tillige *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, 2003, p. 190 ff.

mod skyldneren på grundlag af aftale, skyldnerens erstatningsansvar eller offentligretlige pligter som skat, gebyrer og andre offentligretligt hjemlede krav. Konkursen indebærer, at skyldners aktiver gøres op og fordeles efter konkursordenen. Udgangspunkt er ligedeling mellem de forskellige kreditorer, medmindre en kreditor har sikret sig ved udlæg eller anden særlig sikringsakt. Er skyldneren et selskab med begrænset ansvar, er konkursen samtidig afslutningen på alle mellemværender. Har boet solgt virksomheden, vil den nye ejer af virksomheden derfor ikke kunne mødes med krav, der angik fallenten. Meningen med konkursen er at få en afslutning, der på rimelig vis tilgodeser alle fordringshavere.

Hvad der anses for rimeligt, er fastsat med konkursordenen i konkurslovens §§ 93-99. Reglerne giver en fortrinsstilling til de fordringer, der er nødvendige for at sikre den for kreditorerne mest fordelagtige afslutning, hvilket f.eks. kan være at videreføre virksomheden i en periode (såkaldte massekrav), jf. nærmere konkurslovens §§ 93-95. Men ellers er konkursordenens klare udgangspunkt, at kreditorerne (private som offentlige) stilles lige på den måde, at alle får den samme procent af deres fordringer (såkaldt simple krav), jf. konkurslovens §§ 97 og 98. For afgifter indtrådt det sidste år før konkurs er der dog i § 96 givet en fortrinsstilling. Det følger heraf, at økonomiske krav, der relaterer sig til en konkursramt virksomheds miljøforhold, ikke indtager en særstilling, men må behandles som simple krav. Såfremt den konkursramte virksomhed videreføres i en periode, vil virksomheden være forpligtet til at overholde de miljøgodkendelser og vilkår, der er fastsat for virksomheden. Giver overtrædelser heraf i perioden efter konkursens indtræden anledning til, at miljømyndigheder har økonomiske krav mod virksomheden, vil sådanne krav formentlig skulle gives fortrinsstilling. Derimod må økonomiske krav, der relaterer sig til overtrædelser af miljølovgivningen, før konkursens indtræden, behandles som simple krav, jf. U 1971.276 H.[17] Denne retsstilling er yderligere bekræftet i MAD 2005.1247 B om konkursboet efter Det Danske Stålvalseværk, hvor skifteretten fandt, at Frederiksborg Amts krav på oprydning af lovligt affaldsdepot ikke var en privilegeret fordring, men alene kunne anerkendes som simpelt krav. Noget andet er, at det er diskutabelt, om der på grundlag af miljøgodkendelsen overhovedet var grundlag for at anerkende kravet som en simpel fordring.

17. Se *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, 2003, p. 150 ff.

6.5 Forældelse

Forældelse er betegnelse for, at et økonomisk krav er ophørt, fordi der er forløbet er vist tidsrum.[18] Det bærende synspunkt er indretningshensyn, således at man ikke i det uendelige skal kunne mødes med krav fra en fjern fortid. Det varierer, hvor lang tid der skal gå, før forældelse indtræder, men der er to hovedregler. Den ene er, at fordringer forældes tyve år efter, at de er stiftet, medmindre der er taget skridt til at afbryde forældelsen (DL 5.14.4). Den anden er, at fordringer forældes fem år efter, at fordringshaveren burde have kendskab til kravet, medmindre der er indledt retssag (Forældelsesloven af 1908). Som udgangspunkt er miljømyndighedernes økonomiske krav mod borgerne omfattet af de samme regler om forældelse, jf. U 1992.575 H. For miljøskader omfattet af det objektive ansvar efter mel er den 20-årige absolutte forældelsesfrist dog afløst af en 30-årig frist, mens den femårige forældelse er opretholdt, jf. mel § 6. Der er derimod ikke enighed i teorien om, hvordan den femårige forældelse beregnes, hvis myndighedens økonomiske krav baseres på påbud.[19]

Uanset om det antages, at påbudsadgangen ikke har indvirkning på forældelsens beregning, vil forældelsen i alle tilfælde suppleres af almindelige ***passivitetsbetragtninger*** og hensyn til den forpligtigedes berettigede forventning. Bliver en myndighed f.eks. opmærksom på en forurening, der kan mødes med påbud efter jfl § 41, bortfalder muligheden for påbud formentlig, hvis myndigheden i længere tid forholder sig helt passiv til denne viden.

18. Om forældelsesreglerne se *Bo von Eyben:* Forældelse I, 2003 (den femårige forældelse efter1908-loven) og Forældelse II, 2005 (den tyve-årige forældelse og specielle forældelsesregler).
19. Jeg har på baggrund af præmisserne i U 1992.575 H indtaget det synspunkt, at den femårige forældelse begynder at løbe, når myndighederne har fornøden viden til at meddele påbud (*Pagh:* UfR 2001B.479), mens *Bo von Eyben* modsat antager, at adgang til at meddele påbud ikke kan anses som en fordring, og at det derfor må kræve særskilt hjemmel tidsmæssigt at begrænse adgangen til at meddele påbud, hvilket sker med henvisning til den særlige 30 års forældelsesregel i jfl § 41. Som konsekvens heraf antager *von Eyben*, at fristen skal regnes fra myndigheden faktisk har udført foranstaltningen. Samtidig påpeges dog, at denne forskel bevirker den urimelighed, at en forurener, der har handlet culpøst er undergivet kortere forældelsesfrist, end en forurener, som ikke har handlet culpøst (*Bo von Eyben:* Forældelse I, 2003, p. 242 f).

6.6 Naboretten

Naboretten angår retsforholdet mellem naboer. Det grundlæggende synspunkt, at en ejer ikke må råde over sin ejendom på en måde, der uretmæssigt begrænser andre ejeres råden over deres ejendom. Historisk udsprang naboretten af 1800-tallets industrialisering og voksende befolkningstæthed, der øgede risikoen for, at den ene ejers råden skabte gener for andre ejeres råden.[20] Naboretten beskytter dog ikke kun ejere. Også lejere og brugere nyder naboretlig beskyttelse mod ulemper fra naboejendomme, jf. f.eks. U 1890.141 H om forureningskader i lejet kolonihave. Mens naboretten i Norge er fastsat ved lov (Granneloven), har naboretten i Danmark udviklet sig som dommerskabte retsgrundsætninger.

Formålet med naboretten er at beskytte ejere og lejere af fast ejendom mod uretmæssige hindringer i at udnytte og bruge den faste ejendom. Naboretten er således udtryk for, at udnyttelsen af ejendomsret over et stykke jord må ske med respekt af andres ejendom og kan i den forstand anses som det civilretlige modstykke til Grundlovens ejendomsretsbeskyttelse.[21] Retsvirkningen er omvendt en begrænsning i rådigheden over fast ejendom og kommer til udtryk ved, at naboretlige krænkelser kan medføre erstatning og/eller påbud om ophør af den ulempeforvoldende aktivitet. Til forskel fra den fremadrettede offentlige regulering er naboretten dog bagudrettet (retrospektiv). Først når ulempen har vist sig, vil der være grundlag for at gøre naboretlige indsigelser gældende.

I udgangspunktet er naborettens rettigheds- og pligtsubjekter »naboer«. Dette udelukker dog ikke, at det også i relation til offentlige veje og anlæg er muligt at gøre et naboretligt ansvar gældende. Se til illustration U 1999.353 H om erstatning for vejstøj og U 1996.540 H og U 1997.105 H om erstatning for det værditab, som nærliggende højspændingsledninger påførte ejer. Men i begrebet naboret ligger, at beskyttelsen kun omfatter en begrænset kreds. Det betyder ikke, at naboretten kun gælder for de direkte omkringboende til den ejendom, som forulempes. Men det indebærer, at naboretten kun beskytter de borgere, der individuelt og væsentligt påføres gener eller ulemper på en bestemt ejendom. Beskyttelsen omfatter som nævnt både ejere og lejere af fast ejendom. Derimod kan ansatte ikke rejse naboretlige indsigelser, hvis de på

20. Se *F. Vinding Kruse:* Ejendomsretten, 1945, p. 343.
21. *W.E. von Eyben:* Miljøret 4, 1978, p. 281-282; *W.E. von Eyben:* Miljørettens grundbog s. 142; *Holger Hansen:* Regulering af fast ejendom, 1997, p. 46; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 315; *Orla Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 96; *Bo von Eyben m.fl.:* Fast Ejendom, rådighed og regulering 2003, p. 155.

arbejde generes af naboejendommens forurenende virksomhed. Det beror på ulempens karakter, om man i det konkrete forhold kan anses for nabo. Består ulempen i et generende træ, vil det kun være den naboejendom, som er direkte berørt, der vil have mulighed for at påberåbe de naboretlige regler. Er der omvendt tale om ulemper i form af lugtgener, støj eller røg, vil naboretten beskytte en lidt større kreds af omboende.

Naboretten beskytter i princippet mod enhver ulempe, der fratager ejer eller lejer mulighed for retmæssigt at udnytte sin ejendom. De typiske ulemper er støj, lugt, røg, støv, stråling, skyggende træer og risiko for betydelig skade. Ud over disse mere eller mindre kontinuerlige ulemper omfatter naboretten tillige beskyttelse mod enkeltstående skader på den private ejendom, hvor som praktisk vigtigt eksempel kan nævnes sætningsskader i bygninger som følge af rystelser eller andre påvirkninger af undergrunden. Se f.eks. U 1968.84 H og U 1983.714 H, hvor der i begge tilfælde blev tilkendt erstatning for sætningsskader på objektivt grundlag.

Naboretten beskytter ikke mod enhver ulempe. Det er en betingelse, at den *naboretlige tålegrænse* er overskredet. Ved vurdering af, om den naboretlige tålegrænse er overskredet, tages hensyn til den almindelige samfundsudvikling, og hvad denne indebærer af accepterede og ikke accepterede gener. Men også lokalitetens karakter har betydning. Der må eksempelvis ventes andre gener i et industriområde end i et parcelhuskvarter. Den naboretlige bedømmelse indeholder tillige elementer af indretnings- og forventningssynspunkter, men de er ikke altid udslagsgivende. Der gælder ikke en bindende tidsprioritet om først i tid, bedst i ret. Nye naboer vil derfor ikke være afskåret fra at gøre naboretlige indsigelser gældende mod en nabo, selv om de nye naboer var bekendt med ulempen, da ejendommen blev erhvervet. Tidsfaktoren og forventninger kan dog være et moment, hvis generne ligger på kanten af tålegrænsen.

Karakteren af de kontinuerlige ulemper har betydning for, om tålegrænsen anses for overskredet. På grundlag af retspraksis kan sondres mellem tre grupper. Den ene er permanent overskridelse af ejendomsskel som f.eks. trækroner, der overskrider ejendomsskel. I disse tilfælde tyder praksis på en meget lav tærskel for ansvar ud fra synspunktet, at ejeren ikke skal tåle ulemper som følge af, at andre råder på dennes ejendom.

U 2001.2406 V: Nabo dømt til at fjerne fire 150 år gamle bøgetræer nær ved skel til E. En del af kronen ragede ind over E's ejendom og medførte skygge samt nedfaldende grene. Det blev ikke tillagt betydning, at forholdene ikke var ændret, siden E overtog ejendommen. U 2001.2584 Ø: Nabo dømt til at beskære den del af træ, der ragede ind over E's ejendom. Ulempen bestod i, at træet skyggede på E's terrasse. U 1989.191 Ø: Nabo dømt til at beskære den del af træ, der ragede ind over E's ejendom. U 1991.444 V: Nabo dømt

til at beskære den del af træ, der ragede ind over E's ejendom. I samme gruppe kan tillige nævnes MAD 1996.903 V: Nabo havde mod naboens protester bygget garage 15-27 cm. ind over skel. E tilkendt erstatning, men fik ud fra værdispildshensyn ikke medhold i krav om nedrivning.

Den anden gruppe er støj, røg og lugt og lignende, der kan være stærkt generende. På netop dette område vil forholdet typisk være reguleret af offentlige regler. Disse vil i betydelig udstrækning være retningsgivende for, hvad der almindeligvis må tåles, uden at de dog helt afskærer naboretlige indsigelser. Grundet den intensive offentlige regulering er der forholdsvis få nyere domme i denne gruppe.[22] Der er dog muligvis en ændring på vej, idet bl.a. vindmøller synes at give anledning til stærke naboretlige indsigelser.[23]

Den tredje gruppe er fremkaldelse af betydelig fare, hvilket har selvstændig betydning for, om den naboretlige tålegrænse anses overskredet. Faremomentet (risiko for nedstyrtede grene) var således medvirkende til, at U 2001.2406 V endte med, at træerne ikke kun skulle beskæres, men helt fjernes. Som et mere radikalt eksempel kan nævnes MAD 1999.88 V, hvor der blev tilkendt erstatning for risikoen for eksplosionsfare fra udsivende metangas fra en nedlagt losseplads. Hvis der er risiko for livstruende ulemper, er udgangspunktet, at risikoen skal fjernes eller begrænses. Er dette ikke muligt, vil der blive tilkendt erstatning ud fra den reducerede ejendomsværdi. Det afgørende er, om risikoen er af en karakter, der væsentligt påvirker markedsprisen på ejendommen, som det fremgår af U 1996.540 H om højspændingsledninger, hvor det i øvrigt var tvivlsomt, om der var en risiko, men hvor debatten herom havde fremkaldt en betydelig reduktion af ejendomsværdien.

Det har i teorien været omtvistet, om naboretligt ansvar forudsætter culpa, eller om der gælder et objektivt ansvar, herunder om der i givet fald skal sondres mellem enkeltstående krænkelser og kontinuerlige ulemper.[24] Efter retspraksis gælder der imidlertid ikke et *generelt* objektivt ansvar i naboforhold.

22. Fra ældre praksis kan nævnes: U 1919.780 om sodnedfald fra mejeriskorsten, der kunne være undgået; U 1930.1059 om cementstøv i gartneri; U 1938.317: Losseplads påbudt afværgeforanstaltninger på grund af sundhedsfare; VLT 1955.374 om erstatning for støj og røg fra briketfabrik.
23. Se MAD 1997.875 V, MAD 1997.890 V og U 2001.929 V, der dog alle endte med frifindelse for naboretligt ansvar. Som et andet eksempel kan nævnes U 1995.466 H, hvor naboer fik tilkendt erstatning for lugt og udsigtsgener forvoldt af et nyt moderne rensningsanlæg.
24. *A. Vinding Kruse:* Restitutioner p. 111; *W.E. von Eyben:* Miljørettens grundbog p. 211; *H. Skovgaard:* Offentlige myndigheders erstatningsansvar p. 265; *W.E. von Eyben:* Miljøret 4, 1978, p. 298-308; *Stig Jørgensen:* UfR 1970 B.191; *J. Christensen:* Juri-

Ved *enkeltstående skader* viser retspraksis, at det naboretlige ansvar som hovedregel må afgøres på grundlag af culpa, jf. MAD 2000.300 V, der angik forurening af E's naboejendom forårsaget af utæt olietank på N's ejendom. Efter påbud fra kommunen gennemførte E en forureningsundersøgelse, der viste, at kilden til forureningen var N's olietank, som skulle have været fjernet i 1988. Kommunen fjernede forureningen, men E krævede herefter erstatning af N for udgiften til undersøgelse af forureningen og fik medhold heri, da N efter sagens oplysning burde være bekendt med, at olietanken skulle fjernes. Fra hovedreglen må dog gøres tre vigtige undtagelser. For det første vil naboretlige ulemper, der er forvoldt ved aktiviteter omfattet af miljøerstatningsloven, være omfattet af denne lovs objektive ansvar. For det andet gælder et objektivt ansvar for de såkaldte graveskader, når der forelå en risiko, som var kendt for bygherren/entreprenøren. Endelig for det tredje vil skader på fast ejendom som følge af brud på (større) forsyningsledninger være omfattet af et objektivt ansvar, hvilket begrundes med disse forsyningers monopollignende karakter og mulighed for at forebygge og indregne sådanne skader i den tekniske og økonomiske planlægning.

Ved *kontinuerlige ulemper* i naboforhold er der den forskel til den almindelige erstatningsret, at culpa-figuren i betydelig grad udfyldes af adækvansbetragtninger, dvs. om ulempen er forudsigelig. Hvis f.eks. en støjende virksomhed beliggende i et stille villakvarter går over til treholdsskift, er det påregneligt, at dette kan virke voldsomt generende på naboernes nattesøvn og følgelig kan anledning til naboretlige reaktioner. Det centrale spørgsmål er, om den ansvarlige for den forulempende aktivitet kunne eller burde *forudse*, at aktiviteten vil kunne påføre ejere og brugere af de omkringboende ejendomme væsentlige ulemper. I en vis forstand fører dette til et udvidet ansvar for undladelser, fordi muligheden for at forebygge forudsigelige ulemper indgår i vurderingen. Det er dog ikke i alle tilfælde, at et naboretligt ansvar for kontinuerlige ulemper forudsætter, at ulempen kan forudses. Udgør naboejendommen en meget alvorlig risiko for de omkringboendes liv og helbred, vil der kunne pålægges naboretligt ansvar, selv om risikoen ikke oprindeligt var forudseelig, jf. MAD 1999.88 V, hvor en nabo til en nedlagt kommunal losseplads fik ½ mio. kr. i erstatning for risikoen for muligt indtrængende metangas. Det gjorde ingen forskel, at kommunen efter lukning af lossepladsen havde opstillet målestationer, da spredning af metangas til naboens ejendom ikke helt kunne udelukkes.

sten, 1978 p. 458; *W.E. von Eyben:* UfR 1989 B s. 81; *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 103 f.

Som det er fremgået, har naboretten karakter af ulovregulerede retsgrundsætninger. Det er derfor nærliggende at antage, at i det omfang de naboretlige ulemper er reguleret af lovgivning, fortrænges naboretten. Helt så enkelt er det ikke. Ganske vist er enkelte naboretlige tvister udtømmende reguleret i lovgivningen, hvilket f.eks. gælder hegnstvister, der reguleres efter hegnsloven.

Når det derimod gælder den omfattende offentligretlige miljølovgivning, kan der ikke sluttes analogt til de privatretlige love. Tværtimod virker de offentligeretlige regler i en vis forstand parallelt med naboretten. Forskellen mellem de offentligretlige miljøregler og hegnsloven skyldes to forhold. For det første må hegnsloven anses som en privatretlig lov, hvor tvisten er overladt parterne – og ikke myndighederne. For det andet varetager den offentligretlige miljølovgivning ikke kun hensynet til naboer (som hegnsloven), men også hensynet til almenheden. Selv om en virksomhed har fået miljøgodkendelse, afskærer dette ikke nødvendigvis naboretlige indsigelser over for virksomheden. Men det vil i praksis betyde, at der alene tilkendes erstatning og ikke påbydes afværgende foranstaltninger, da der i modsat fald vil opstå uløselige retskraftproblemer mellem en miljøgodkendelse og en dom.

Se lidt anderledes *Moe m.fl.*, der anfører, at mange af de naboretlige konflikter »er nu reguleret af miljøretten. Og så er det alene den, der er relevant. Hvor miljøretten ikke behandler spørgsmålet, eller hvor miljømyndigheden afviser sagen som en miljømæssig bagatel, er der dog fortsat brug for naboretten«.[25] Med udsagnet overses den principielle forskel mellem den privatretlige og offentligretlige regulering, og udsagnet modsiges da også kort efter i samme fremstilling, hvor det anføres, at der med U 1995.466 H (om erstatning til naboer til Thisted rensningsanlæg) er indledt en ny æra, som viser, at naboretten giver mulighed for at kompensere naboer, der udsættes for alvorlige ulemper fra en i øvrigt miljøgodkendt virksomhed. Om dette skal anses som en ny æra, er tvivlsomt, da den først hævdede opfattelse så vidt ses alene havde rod i visse offentligretlige fremstillinger.

Omvendt er det korrekt, at naborettens betydning er svækket af den omfattende offentligretlige regulering. Myndighedernes meddelelse af godkendelser og påbud samt naboers klageadgang betyder, at der i godkendelser og påbud almindeligvis tages højde for de ulemper, en virksomhed kan forvolde naboer. Hertil kommer, at de bindende og vejledende krav til støj-, luft-, vand- og til dels jordforurening ofte vil medvirke til at udfylde den naboretlige tålegrænse.

Naboretten har dog ikke helt mistet betydning. I forhold til støjforurening fra offentlige anlæg er der snarere tale om en modsat tendens, men også i for-

25. *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005 (5. udg.) p. 114.

hold til private virksomheders forurening har naboretten betydning. Hvor overtrædelse af offentligretlige forskrifter medfører forurening af naboejendomme, er der formodning for, at naboerne kan gøre et naboretligt ansvar gældende. Formodningen går dog ikke længere end, at den forulempede nabo må dokumentere, at forureningen indebærer en væsentlig ulempe, og at denne er en påregnelig følge af overtrædelsen. Den omstændighed, at naboerne ikke har søgt at få myndighederne til at gribe ind, kan næppe i sig selv fratage naboerne mulighed for at rejse sag mod forureneren, da myndighedens indgreb ikke sker på grundlag af naboretten, men på grundlag af de offentligretlige regler.

Til illustration kan nævnes MAD 2002.606 B om røggener fra E's halmfyr. En nabo N havde i flere år forgæves forsøgt at få kommunen til at gribe ind. Da dette ikke hjalp, anlagde N sag mod både kommunen og E. Byretten hjemviste kommunens beslutning om at anse gener fra E's halmfyr som uvæsentlige, grundet utilstrækkelig oplysning af sagen, da det ikke kunne udelukkes, at de manglende oplysninger vil føre til et andet resultat. I forholdet mellem E og N lagde retten til grund, at der opstod betydelig røgudvikling ved opstart af anlægget, hvilket påførte N ulemper, der overskred den naboretlige tålegrænse. Under hensyn til N's naboskab til landzone fandt retten dog ikke, at N havde krav på, at driften blev indstillet, men gav N medhold i den mest subsidiære påstand om, at røggenerne skulle bringes ned under det tilladelige forureningsniveau for en landbrugsvirksomhed, der er nabo til boligområde.

Heraf kan dog ikke sluttes modsætningsvis. Overholdelse af offentlige forskrifter udelukker ikke et naboretligt ansvar. En bredere afvejning efter miljølovgivningen vil nemlig ikke altid føre til, at betydelige ulemper for naboer kan undgås. Et sted skal affaldet bortskaffes og spildevandet renses, selv om de færreste ønsker sådanne anlæg som nabo. Men hverken efter mbl eller planloven er der mulighed for at stille vilkår om kompensation til omkringboende, som fastslået i U 1983.1140 Ø. Selv om en virksomhed har opnået miljøgodkendelse, vil virksomheden i nogle tilfælde kunne påføre naboer ulemper, der ikke offentligretlig kan eller bør forbydes. For at undgå byrden ved den samfundsmæssigt nyttige aktivitet ikke på urimelig vis skal bæres af enkelte naboer, vil der i sådanne tilfælde være behov for kompensation, der i givet fald må tilkendes efter naboretlige grundsætninger.[26]

26. *Haagen Jensen:* Miljøret, bd. 3, 1978, p. 14; *W.E. von Eyben:* Miljøret 4 p. 310; *W.E. von Eyben:* Miljørettens grundbog, 1986, p. 149; *Mbl.kommentar* p. 80; *Pagh:* Miljøansvar s. 324; *Theilgaard:* Miljøansvar, 1997, p. 43; *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 114; *Friis Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 103 f.

Det er efter nyere praksis uklart, om de offentlige godkendelser skærper betingelserne for at gøre naboretligt ansvar gældende. I tre sager om vindmøller blev erstatning for støj- og lysgener afvist med henvisning til, at der ikke forelå »ganske særlige forhold«. I de to første domme (MAD 1997.875 V og MAD 1997.890 V) kunne dette delvis støttes på Højesterets dom i U 1988.547 H (om erstatning for vejstøj). Efter at Højesteret i U 1999.353 H og U 1999.360 H opgav kriteriet om »ganske særlige forhold«, kunne man forvente, at ændringen også gælder naboretlige indsigelser mod vindmøller. Men i U 2001.929 V fastholdt landsretten kriteriet »ganske særlige forhold« med henvisning til de offentlige godkendelser i form af lokalplan og byggetilladelser. Landsretten afviste, der kunne sluttes analogt til sagerne om trafikstøj og højspændingsledninger. Det er dog tvivlsomt, om kriteriet »ganske særlige forhold« kan opretholdes. U 1995.466 H om naboers krav på erstatning for lugt- og udsigtsgener fra rensningsanlæg tillagde ikke kriteriet betydning, men tilkendte erstatning, selv om anlægget opfyldte alle krav til forureningsbegrænsninger. I samme retning og mere vidtgående kan nævnes U 2006.1290 H, hvor et teleselskab på naboretligt grundlag blev pålagt at erstatte nabo for gener fra en 48 meter antennemast, selv om der var opnået alle relevante myndighedsgodkendelser, jf. nærmere i afsnit 8.4.6.

6.7 Servitutter

En servitut er en *på særligt grundlag hvilende ret til at udøve en begrænset rådighed over en fast ejendom eller til at kræve opretholdt en bestemt tilstand på denne.*[27] Som hovedregel er servitutter baseret på privatretlige dispositioner i form af aftale, testamente eller hævd. Servitutter kan dog også være pålagt af en offentlig myndighed, men dette forudsætter hjemmel i lov og henhører derfor under den offentligretlige regulering.

For de privatretlige servitutter er udgangspunktet aftalen. Dette betyder, at der ikke uden ejerens tilslutning kan pålægges rådighedsbegrænsninger i form af servitutter på en ejendom. Sådanne begrænsninger vil typisk være indgået i forbindelse med udstykning eller være resultatet af en aftale mellem naboer. I den forstand kan servitutter opfattes som det aftaleretlige modstykke til naboretten.

Servitutten er udtryk for, at den berettigede har en begrænset dispositionsbeføjelse over den tjenende ejendom. Servitutten udgør derfor en rettighed over fast ejendom, der kan tinglyses efter tinglysningslovens § 1, og som følgelig nyder samme prioritetsbeskyttelse som andre tinglyste rettigheder over den faste ejendom. Det sidste indebærer, at servituttens begrænsninger også gælder, når ejendommen skifter ejer. Hvem retten tilkommer, afhænger af, hvem der efter servitutten er påtaleberettiget. Typisk tilkommer retten ejere(n) af naboejendommen(e), en grundejerforening eller en kommunalbesty-

27. *Bo von Eyben m.fl.:* Fast ejendom, rådighed og regulering, 2003, p. 54.

relse. Om de i servitutten anførte rådighedsbegrænsninger faktisk håndhæves, er som andre privatretlige rettigheder overladt til den/de påtaleberettigede. Er kommunalbestyrelsen påtaleberettiget for en privat servitut, gælder det samme, så længe kommunalbestyrelsen udøver et sagligt skøn, jf. U 1999.1630 V. Er servitutten derimod etableret som vilkår for en udstykningstilladelse, kan kommunen efter omstændighederne være forpligtet til at påtale, jf. U 2002.186 V. Se tillige U 1993.72 H, hvor Århus Kommune blev fundet erstatningsansvarlig for ikke at håndhæve en servitut, hvorefter et boligområde kun måtte anvendes til lettere erhverv, over for for en større vognmandsforretning. Ansvaret må dog i denne sag tillige ses i lyset af kommunens manglende håndhævelse af miljøgodkendelsen.

Hvilken ret der opnås med servitutten, afhænger af ordlyden. Men overordnet sondres mellem to typer servitutter: tilstandsservitutter og rådighedsservitutter. En *tilstandsservitut* giver den berettigede ret til at kræve en bestemt tilstand opretholdt på den tjenende ejendom, f.eks. at der ikke må bygges over en vis højde, eller at der ikke må plantes høje træer. Anderledes giver en *rådighedsservitut* den berettigede ret til delvist at råde over den tjenende ejendom. Rådigheden består typisk i en færdselsret, en ret til at indvinde råstoffer, hente vand eller lignende.

Der er betydelig forskel på de to typer servitutters retsvirkning. Det fremgår således af planlovens § 15, stk. 1(16), at tilstandsservitutter bortfalder, hvis de er i modstrid med en lokalplan. Det forudsættes, at servitutten og lokalplanen er uforenelige, jf. U 1997.756 H.[28] Begrundelsen er, at tilstandsservitutter har karakter af en privatretligt funderet planlægning, der må vige for den offentligretlige planlægning. Selv om tilstandsservitutter må henregnes til ejendomsrettigheder, gives der ikke erstatning efter grundlovens § 73, når tilstandsservitutten må vige for lokalplan, da dette vil udstyre indehavere af servitutter med en stærkere beskyttelse end ejeren af den faste ejendom. Omvendt er rådighedsservitutter beskyttet efter grundlovens § 73, som det f.eks. fremgår af U 2005.1301 H, hvor en servituthaver fik erstatning, fordi hans ret til at indvinde råstoffer på et vejareal blev afskåret, da vejen i lokalplan blev udlagt som fælles vej.

28. Se hertil *Bo von Eyben m.fl.*: Fast Ejendom, 2003, p. 104 f.

6.8 Hegnsloven

Hegn eller mangel på hegn mellem naboejendomme er et emne, der ofte kan give anledning til nabotvister. Dette er formentlig forklaringen på, at lovgiver har valgt at regulere disse naboretlige spørgsmål ved særlig lov. Den første hegnslov går tilbage til 1869 og blev i 1950 afløst af den nuværende hegnslov, der siden er revideret i flere omgange.[29]

Hegnsloven omfatter både fælles hegn (dvs. hegn i skel) og egne hegn (dvs. hegn langs skel på ejendommen). Hovedprincipperne i loven er, at enhver ejer af fast ejendom kan kræve fælles hegn, og at udgiften til etablering og vedligeholdelse deles ligeligt mellem de to ejendomme, samt at hverken fælles hegn eller egne hegn må påføre naboer eller andre væsentlige ulemper (§§ 2-4 og 7-11). Med henblik på at udfylde disse retsstandarder indeholder hegnsloven regler om ændring, vedligeholdelse, maksimal højde m.v.

Ønskes fælles hegn ændret eller ombyttet, må parterne søge at nå til enighed. Kan sådan enighed ikke opnås, afgøres spørgsmålet af *hegnsynet*, der ligeledes afgør alle andre tvister om placering, karakter, vedligeholdelse m.v. af hegn. Hegnsynet består af tre medlemmer, der udpeges af kommunalbestyrelsen.[30] Hegnsynet har karakter af en art tvungen voldgift, men med den forskel, at hegnsynets afgørelser kan indbringes for domstolene.[31] Omvendt følger det af hegnslovens § 43, at domstolene ikke kan tage stilling til tvister om hegn, før sagen er afgjort af hegnsynet (se f.eks. MAD 2004.137 V). Det følger af hegnslovens § 44, at hegnsynets afgørelser er eksegible og med fogedrettens hjælp kan gennemtvinges uden forudgående dom.[32]

Grundet hegnsynets karakter af konfliktløsningsorgan mellem private parter anlægges sag ikke mod hegnsynet (som ved Miljøklagenævnet og Naturklagenævnets afgørelser), men mod den private modpart, hvis hegnsynets afgørelse skal anfægtes, jf. MAD 2004.606 Ø. Underkender domstolene hegnsynets afgørelse om, at en generende beplantning skal anses som hegn, må forholdene i stedet afgøres efter almindelige naboretlige regler, jf. MAD 2001.939 V.

29. Om hegnsloven se tillige *Berg:* UfR 2001B.366.
30. For Københavns Kommune gælder der efter hegnslovens § 52 den særlige ordning, at Borgerrepræsentationen er tillagt rollen som hegnsyn.
31. Frem til 2001 kunne hegnsynets afgørelser indbringes for landvæsensretterne (se f.eks. MAD 1998.158), men efter disse er nedlagt, må sag anlægges ved domstolene.
32. Se dog U 1994.499 V, hvor udpantning for udgifter til etablering af hegn blev afvist, fordi hegnsynets afgørelse var truffet uden indkaldelse af modparten.

Hegnsloven er en privatretlig lov, hvis håndhævelse som udgangspunkt er overladt til parterne.[33] Selv om hegnsloven som udgangspunkt udtømmende gør op med, på hvilken måde og efter hvilke regler naboretlige tvister om hegn skal løses, må hegnslovens regler vige for aftale, hvilket i praksis vil sige privatretlige servitutter. Til illustration kan nævnes MAD 1998.158 Ø, hvor E krævede to store skyggende træer fra N's naboejendom fjernet, fordi de var i strid med servitut, som forbød store træer. N påstod frifindelse med henvisning til tidligere hegnsyn havde godkendt høje træer på en anden ejendom. Landsretten lagde servitutten til grund og pålagde N at fjerne træerne. Hegnslovens privatretlige karakter indebærer tillige, at lovens bestemmelser må vige, hvis de kommer i konflikt med anden offentligretlig lovgivning. Se til illustration U 2005.2527 H, hvor Højesteret stadfæstede kommunens og senere Naturklagenævnets afslag på dispensation fra lokalplanbestemmelse om, at der kun måtte opsættes levende hegn.

Af anden principiel interesse for miljøretten indeholder hegnslovens § 21 en stillingtagen til, hvordan retsordenen kan håndtere en handlepligt som pålægges flere retssubjekter. Efter § 21 skal hegnsynet fordele den fælles vedligeholdelsespligt af fælles hegn på den måde, at hegnsynet afgør, hvilken del af hegnet, hver af de berørte ejere skal vedligeholde. Herved undgår man de problemer, der opstår, hvis parterne ikke kan blive enige om den praktiske udførelse af vedligeholdelsen – et problem, der ligeledes kendes ved flere forurenere, og hvor der i jordforureningslovens § 43 er valgt en noget anden løsning.[34]

6.9 Hævd

Betegnelsen hævd anvendes om de tilfælde, hvor en hel eller delvis ejendomsret over fast ejendom overgår til et andet retssubjekt end ejeren, uden at der foreligger aftale eller ekspropriation. *Hævd* er således udtryk for, at en længerevarende uretmæssig råden over fremmed ejendom på et tidspunkt kan gøre denne råden retmæssig.

Et typisk eksempel på hævd er, at en nabo N gennem længere tid benytter E's naboejendom til færdsel for f.eks. at komme til stranden. Sker denne rådighed efter aftale med E, er hævd udelukket, da N's ret i så fald beror på af-

33. Overtrædelse af hegnslovens forbud mod at fjerne nedskåret træ fra fremmed ejendom, forbuddet mod at fjerne levende lægivende fælles hegn eller beskadige naboejendom, er dog undergivet offentlig påtale og strafsanktioneret med bøde.
34. Se *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p.275 ff.

tale, jf. U 2001.2552 V. Modsætter E sig aktivt N's færdsel over ejendommen, er N ligeledes afskåret fra at vinde hævd, da den uretmæssige karakter af N's råden herefter har en sådan karakter, at der ikke kan vindes hævd. Samme synspunkter begrunder, at der ikke kan vindes hævd, når den rådende forsøger at holde rådigheden skjult (*»snighævd«*).[35] Hvis E derimod affinder sig med N's færdsel, f.eks. fordi E ikke opdager den, eller fordi E ikke er klar over, at den pågældende del af ejendommen tilhører E, vil der være tale om en uretmæssig råden, som med tiden kan danne grundlag for hævdserhvervelse. Det forudsættes dog yderligere, at den uretmæssige råden har den fornødne regelmæssighed.

Der sondres mellem to former for hævd: *ordinær hævd* baseret på DL 5.5 og *alderstidhævd*, der er en i retspraksis udviklet hævdsform. De to centrale bestemmelser om ordinær hævd er DL 5.5.1 og DL 5.5.2, der lyder:

»5.5.1. Hvis Gods og Ejendom nogen haver haft i Haand og Hævd i tyve Aar Ulast og Ukært til Tinge, det beholder hand, uden anden Adkomst at fremvise, angerløst og Uafvundet, med mindre det bevisis, at hand hafde det, enten til Pant eller i Forlæning, eller i Forsvar.

5.5.2. Mand kand saa vel paa Brug som paa Ejendom fange Hævd.«

Som det fremgår, forudsætter *ordinær hævd* en uretmæssig råden i mindst tyve år, og erhvervelsen kan både være til ejendom og til en begrænset rådighed (brug). For at der kan vindes hævd, er det en betingelse, at den uretmæssige råden har været udøvet stadig og regelmæssig, jf. U 1999.642 V.

Alderstidhævd forudsætter en råden i alderstid, dvs. i mands minde eller omkring 40-50 år. Alderstidhævd har især betydning ved ikke synbare servitutter, når hævdserhvervelsen baseres på flere forskellige personers uretmæssige råden.

Sondringen mellem ordinær hævd og alderstidhævd har betydning for, om der kan vindes hævd på en bestemt brug af fremmed ejendom – såkaldt servituthævd. Er der tale om en usynbar råden, dvs. en råden, som ikke viser sig ved særlige indretninger (f.eks. færdsel), kan der ikke vindes ordinær hævd, men kun altiderstidhævd. Ordinær hævd er således begrænset til synbare servitutter. Det må dog understreges, at der med »servitutter« alene sigtes til brug af den tjenende ejendom – dvs. rådighedsservitutter. Der kan således ikke vindes hævd på, at den tjenende ejendom opretholder en bestemt tilstand og f.eks. sikrer udsigt. Skal en sådan ret sikres, må det ske ved aftale, og den-

35. Om de subjektive betingelser for hævdserhvervelse, se *Bo von Eyben m.fl.:* Fast ejendom, rådighed og regulering, 2003, p. 248 f.

ne fortrænges som nævnt af lokalplaner. Det følger tillige af U 1890.141 H om forureningsskader i lejet kolonihave, at der ikke kan vindes hævd på at forurene en naboejendom.

Sondringen mellem ordinær hævd og alderstidhævd har tillige betydning for, hvem der kan vinde hævd. Ordinær hævd kræver ikke nødvendigvis, at den uretmæssige råden i tyve år er udøvet af samme person, men kan tillige være udøvet af skiftende ejere eller lejere af samme ejendom. Derimod kan ejere af forskellige ejendomme ikke vinde ordinær hævd ved, at ejer af den ene ejendom fortsætter den uretmæssige råden udøvet af en ejer af en anden ejendom i samme område.

Retspraksis viser, at en velafgrænset gruppe af borgere kan vinde alderstidhævd. Det forudsættes dermed ikke som ved ordinær hævd, at hver enkelt medlem af gruppen har udøvet uretmæssig rådden i tyve år, når blot den pågældende gruppe af borgere samlet har udøvet uretmæssig råden i alderstid, jf. MAD 1998.961 Ø, hvor en andelsboligforenings medlemmer fandtes at have vundet alderstidhævd til færdsel til strand over privat ejendom.[36] Men det kræver, at der er tale om en velafgrænset gruppe, jf. U 2005.2464 H, hvor det blev afvist, at rideklub havde vundet alderstidhævd, da den uretmæssige råden var udøvet af en ubestemt kreds, som omfattede andre end rideklubbens medlemmer. Heraf følger tillige, at alderstidhævd ikke kan vindes af en ubestemt kreds, jf. U 2003.2078 H. Her afviste Højesteret, at to beboere havde vundet alderstidhævd på motorkørende færdsel på en sti, der var udlagt til offentlig færdsel, da det ikke var godtgjort, at færdselsretten har haft en sådan særegen betydning for deres ejendomme, at de har kunnet erhverve en individuel færdselsret.

Når betingelserne for hævd er opfyldt, er hævd stiftet uanset andre tinglyste rettigheder på ejendommen. For at opnå beskyttelse mod kommende erhververe af ejendommen må hævdsretten tinglyses.

Den privatretlige karakter af hævd indebærer, at hævd må vige for offentligretlige regler, jf. U 2002.297 H, hvor Højesteret afviste, at der kunne vindes hævd på motorkørsel i statsskov, når en sådan færdsel krævede særlig tilladelse. Der kan derfor ikke vindes hævd på bebyggelse opført i modstrid med nbl's regler om strandbeskyttelse eller planlovens regler om landzonetilladelse.

36. Se tillige MAD 1999.65, hvor spejderorganisation havde vundet alderstidhævd.

6.10 Samspil mellem erstatningsretten og miljømyndighedernes pligter og rettigheder

Mens det foregående har fokuseret på de privatretlige relationer mellem borgerne, drejer det følgende sig om, hvordan den private ret påvirker miljømyndighedernes retsstilling. Hvor en myndig står som køber eller sælger af en forurenet ejendom, er der ikke anledning til yderligere bemærkninger. I disse tilfælde handler myndigheden nemlig ikke som myndighed (*jure imperi*), men som en privat part (*jure gestione*). Myndigheden er derfor undergivet de samme regler som private købere og sælgere med de modifikationer, der er anført ovenfor i afsnit 6.1.[37]

Derimod opstår der anderledes komplicerede juridiske spørgsmål, når det gælder samspillet mellem de offenligretlige regler og erstatningsretten, hvilket bedst belyses på grundlag af den i indledningen viste triangulære figur. Problemet er på den ene side, at myndigheden kan pådrage sig erstatningsansvar for myndighedsudøvelsen, idet myndigheden er erstatningsansvarlig for de tab, som myndighedens ansvarspådragende fejl påfører borgerne.[38] Dette gælder over for forureneren/bygherren, hvis der f.eks. gives et uhjemlet påbud eller meddeles en tilladelse, som siden viser sig ugyldig. Men det gælder også over for naboer, hvis disse lider et retstab på grund af myndighedens fejlagtige retsanvendelse. Det kan f.eks. skyldes, at kommunen har meddelt byggetilladelse i modstrid med lokalplan, som i Bilka-sagen, U 2004.1849 H eller at kommunen har meddelt byggetilladelse til gyllebeholder uden fornøden landzonetilladelse, som i U 2000.2412 H.

På den anden side kan myndigheden også i en række tilfælde gøre et erstatningsansvar gældende mod forureneren/bygherren, hvis denne har handlet ansvarspådragende og miljømyndigheden har et erstatningsretligt værnet tab. For det tredje kompliceres forholdet af samspillet mellem de offentligretlige regler om selvhjælpshandlinger og erstatningsretten. Endelig kompliceres for-

37. Se til illustration U 2000.234 V, hvor myndighed blev fundet erstatningsansvarlig for værditab som følge af tilsidesættelse af loyal oplysningspligt. Se tillige Strandbydommen, hvor Frederikshavn Kommune som sælger af tidligere industrigrund blev fundet erstatningsansvarlig for Miljøstyrelsens og amtets udgifter til oprydning ud fra synspunktet, at ejerne havde transporteret deres krav mod sælger til styrelsen og amtet (VLD af 1/6 1990, 2. afd. BS 1217/1986). Om dommen se *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 386 f og 441; *Basse:* Forurenet jord, pligter og rettigheder, 1992, p. 212; *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 156.
38. For en samlet fremstilling af myndighedernes offentligretlige ansvar, se *Orla Friis Jensen:* Forvaltningsret Almindelige emner, 2004, p. 559 ff; *Skovgaard:* Offentlige myndigheders erstatningsansvar, 1983. Se tillige *Pagh:* Miljøansvar 1998, p. 325 ff.

holdene yderligere af, at naboer og miljøorganisationer efter direktiv 2004/35 om miljøansvar skal have mulighed for at anfægte de krav, som miljømyndigheden stiller til forureneren i tilfælde af miljøskader.

For at belyse disse komplicerede sammenhænge er det nødvendigt først at præcisere forskellen mellem den offentligretlige håndhævelse og erstatningsretten.

6.10.1 Erstatningsretten og den offentligretlige håndhævelse

Den grundlæggende betingelse for, at der kan blive tale om et erstatningsansvar, er ikke alene, at skadevolder har handlet ansvarspådragende. På virkningssiden er det en yderligere betingelse, at der er indtrådt en *skade*, som værnes af erstatningsreglerne. I den forstand er »erstatningsretligt værnet skade« det nødvendige (men ikke tilstrækkelige) retsfaktum, før retsfølgen erstatningsansvar kan indtræde. Hvad der anses erstatningsretligt værnet, er skiftet med tiden, men det ligger i dag fast, at det også omfatter udgifter til at fjerne en forurening, som ødelægger eller truer med at ødelægge grundvand eller overfladevand. Med miljøansvarsdirektivet omfatter det erstatningsretlige værn tillige udgifter til genoprette en skade på truede arters gunstige bevaringsstatus – og hvis dette ikke er muligt udgiften til etablering af erstatningsbiotoper.

Erstatningsansvar forudsætter yderligere, at erstatningskrav gøres gældende af de retssubjekter, der anses som skadelidt. Og her opstår der let problemer, da der i miljøsager kan være et betydeligt overlap mellem forskellige skadelidte. Påfører en industrivirksomhed f.eks. en naboejendom en forurening, vil miljømyndigheden være skadelidt for de udgifter, der er nødvendige på naboejendommen for at undgå forurening af grundvand og sundhedsrisiko ved den nuværende anvendelse af naboejendommen. Men myndigheden er ikke skadelidt for det værditab og/eller indtægtstab, som forureningen påfører naboejendommens ejer, ligesom myndigheden ikke er skadelidt for de personskader, som forureningen måtte forvolde naboejendommens ejer og brugere. For disse skader er det op til ejer og eventuelt skadelidte brugere at kræve erstatning.

Det følger af det anførte, at miljømyndighedens mulighed for at gøre et civilretligt ansvar gældende i miljøsager er begrundet i miljømyndighedens offentligretlige opgaver efter miljølovene. Heraf kan dog ikke udledes, at myndighedernes erstatningsretligt værnede krav er betinget af, at der foreligger et ulovligt forhold. Begreberne *»skade«* og *»ulovlig tilstand«* er nemlig ikke synonyme. Begrebet *»skade«* udtrykker alene, at der er indtrådt en hændelse, som værnes af erstatningsreglerne, når betingelserne for ansvar i øvrigt er opfyldt.

Anderledes er begrebet *»ulovlig tilstand«* betinget af, at den offentligretlige lovgivning er overtrådt – og i denne kontekst, at miljølovgivningen er overtrådt. Allerede her opstår det første problem. For selv om en tilstand ikke er ønsket og må anses for »skade« efter erstatningsretten, indebærer det ikke nødvendigvis, at den er »ulovlig«. For at tilstanden er ulovlig kræves yderligere, at denne tilstand er forvoldt med den fornødne tilregnelse. Den sidste betingelse kan opfyldes på to måder. Den ene er, at der er begået en ulovlig handling, som medfører en tilstand, der selvstændigt er defineret som ulovlig. Et eksempel herpå er ulovligt oplag af forurenede stoffer efter mbl § 19. Det er i disse tilfælde ikke nok at konstatere, at jorden er forurenet. Det må yderligere godtgøres, at forureningen er begået med den fornødne tilregnelse, hvilket efter fast praksis kræver, at forureningen er forvoldt culpøst. Er der tale om et hændeligt forureningsudslip, vil tilstanden ikke kunne anses som ulovlig, jf. U 1998.549 H om forurening fra villaolietank og U 2006.1531 H (23/2) om påbud til listevirksomhed efter mbl § 41.

Den anden måde at etablere en ulovlig tilstand på består i, at den ulovlige handling fortsætter og så at sige etablerer sig. Dette vil f.eks. være tilfældet, hvis en forurener undlader at efterkomme et gyldigt påbud om oprydning efter jordforureningslovens § 41. Den ulovlige tilstand forudsætter, at påbuddet er gyldigt, jf. U 2006.1531 H. Til denne gruppe må tillige regnes de tilfælde, hvor en ejer igangsætter byggeri i landzone uden fornøden landzonetilladelse efter planlovens § 35, idet der her er tale om en aktiv handling. Noget andet er, at hvis den ulovlige handling forud har opnået byggetilladelse fra myndigheden, og ejeren er i god tro, vil det som udgangspunkt være myndigheden, der må betale for udgifterne til lovliggørelse, jf. U 2000.2412 H. Det sidste understreger, at det i nogle tilfælde vil være miljømyndigheden, der erstatningsretligt drages til ansvar for den ulovlige tilstand.

6.10.2 De erstatningsretlige implikationer af valget mellem fysisk og retlig lovliggørelse

Hvis der foreligger en ulovlig tilstand, er miljømyndigheden forpligtet til at lovliggøre forholdet, medmindre der er tale om bagateller, jf. mbl § 68, jfl § 67, planlovens § 51, stk. 6, og nbl § 67.

Heraf følger ikke nødvendigvis, at der skal ske fysisk lovliggørelse. Består ulovligheden f.eks. i, at der i industriområde er etableret listevirksomhed uden fornøden miljøgodkendelse efter mbl § 33, vil myndigheden kunne lovliggøre forholdet ved at meddele en miljøgodkendelse på de vilkår, der almindeligvis gælder for denne type virksomhed. Og myndigheden er formentlig forpligtet hertil, hvis det må lægges grund, at der ville være meddelt miljøgodkendelse, hvis der var søgt forud. Eventuelle sanktioner for overtrædel-

sen begrænser sig derfor til de strafferetlige. Samme principper gælder for byggeri iværksat uden fornøden landzonetilladelse eller dispensation fra strandbeskyttelseslinjer, hvis tilladelse/dispensation ville være blevet meddelt.

Er forholdet omvendt, at ejeren uden myndighedernes mellemkomst har overtrådt miljølovgivningen, og at der ikke ville være givet tilladelse, hvis der var søgt rettidigt, er udgangspunktet, at der skal ske fysisk lovliggørelse, idet der dog indgår et værdispildshensyn. Men mellem disse to yderpunkter er der andre varianter. Samlet er der mht. til de erstatningsmæssige implikationer af valget mellem fysisk og retlig lovliggørelse behov for at sondre mellem fire hovedgrupper.

Den første gruppe er de formelle overtrædelser, hvor det ulovlige forhold skyldes, der ikke er indhentet forudgående tilladelse, idet tilladelse i så fald var givet. I disse tilfælde er der som nævnt pligt til retlig lovliggørelse. Sanktionerne begrænser sig til straf og erstatningsansvar må både i forhold til myndighed og naboer afvises.

Den anden gruppe er reelle overtrædelser, hvor overtrædelsen er begået uden myndighedens mellemkomst, men hvor myndigheden har kompetencen til at lovliggøre. Det typiske eksempel på dette er ændret anvendelse i modstrid med lokalplan, men i øvrigt i overensstemmelse med kommuneplan og anden lovgivning. Der er ingen tvivl om, at der er begået et ulovligt forhold, og der er heller ikke tvivl om, at kommunalbestyrelsen som udgangspunkt kan vælge at kræve forholdet lovliggjort uden at pådrage sig erstatningsansvar over for ejeren.[39] Men omvendt har kommunalbestyrelsen mulighed for at gennemføre en retlig lovliggørelse ved at vedtage en ny lokalplan. Selv om ny lokalplan først kan vedtages efter offentlig høring, og selv om der kommer indsigelser mod lokalplanforslag under høringen, ligger det inden for kommunalbestyrelsens kompetence at vedtage lokalplanen. En sådan vedtagelse vil ikke medføre erstatningsansvar for kommunen. Om ejeren i forhold til naboer kan ifalde erstatningsansvar må anses for tvivlsomt. Så vidt ses foreligger ingen domme, der kan bekræfte ansvar.

Den tredje gruppe er reelle overtrædelser etableret uden myndighedernes mellemkomst, og uden at myndigheden som udgangspunkt har mulighed for at vælge en retlig lovliggørelse. Myndigheden er derfor typisk forpligtet til at søge en fysisk lovliggørelse, idet værdspildshensyn, lighedshensyn, proporti-

39. Der er alene tale om et udgangspunkt, idet værdispildshensyn, proportionalitet, lighedshensyn og længerevarende passivitet fra myndighedens side kan føre til, at der er pligt til retlig lovliggørelse og dermed et muligt erstatningsansvar for kommunen, hvis der alligevel sker fysisk lovliggørelse.

onalitet og passivitet i disse tilfælde vejer mindre tungt i retning af retlig lovliggørelse, end hvor myndigheden har valgfrihed. Dette begrunder omvendt, at myndigheden kan pådrage sig erstatningsansvar over for naboer, hvis myndigheden ikke søger en fysisk lovliggørelse.[40] I praksis ses der få sager af denne type. I nogle tilfælde er det forholdsvis indlysende, at der skal ske fysisk lovliggørelse som i U 2005.1558 H om campingvogn opstillet uden fornøden tilladelse efter planlovens § 35 og nbl § 17. I andre tilfælde kan værdispildet være så stort, at der opstår tvivl. Se f.eks. U 2005.3188 H, hvor ejer havde bygget et større hus på ejendom med fredningsdeklaration, uden at der var indhentet byggetilladelse eller søgt dispensation fra fredning. Dette gav i Naturklagenævnet anledning til overvejelser om det betydelige værdispild, men uden at nævnet fandt grundlag for en retlig lovliggørelse. Med henvisning til, at fredningen var til hinder for opførelse af huset, stadfæstede Højesteret Naturklagenævnets afslag på retlig lovliggørelse og påbud om fysisk lovliggørelse.[41]

Den fjerde gruppe er de reelle miljølovsovertrædelser, der er etableret i god tro efter tilladelse fra myndighed. Som typiske eksempler kan nævnes byggetilladelser uden landzonetilladelse, ulovlige lokalplandispensationer og ulovlige dispensationer fra strandbeskyttelseslinjer. Disse tilfælde repræsenterer formentlig langt de fleste miljølovsovertrædelser, men er samtidigt dem, der giver anledning til fleste juridiske problemer. For den del af overtrædelserne, der kan henføres til overtrædelse af kommune- og lokalplanreglerne beror valget mellem fysisk og retlig lovliggørelse på de samme overvejelser, som når overtrædelsen er sket uden kommunens mellemkomst. Men da overtrædelsen er sket med kommunens medvirken, opstår der erstatningsmæssige implikationer for kommunen.

40. Myndighedens mulighed for fysisk lovliggørelse vil i alle tilfælde være begrænset af lovgivningen. Efter mbl § 69 kræver tvangsmæssig fysisk lovliggørelse i form af selvhjælp, at myndigheden forud har meddelt påbud om fysisk lovliggørelse, medmindre den ulovlige tilstand medfører en overhængende fare. Efter planlovens § 63, stk. 3, og nbl § 74, stk. 3, er betingelserne for tvangsmæssig fysisk lovliggørelse endnu strengere, da det kræver, at påbud om lovliggørelse er afsagt ved dom. Hertil kommer, at myndighedens adgang efter planloven kræver retskendelse.
41. I relation til påbuddet om fysisk lovliggørelse synes Højesteret dog at have overset, at det oprindelige påbud herom fra fredningsnævnet er uden hjemmel i nbl, der alene tillægger tilsynsmyndigheden denne kompetence, jf. nbl § 74. Naturklagenævnets påbud om lovliggørelse var i dette lys næppe hjemlet, men der ses ikke procederet på dette spørgsmål under sagen. Se hertil *Pagh:* TfM 2005, p. 5, Når en Højesteretsdom kræver en ny dom.

Vælger kommunen retlig lovliggørelse, er udgangspunktet, at kommunen ifalder erstatningsansvar i forhold til naboer for den nedgang i ejendomsværdi, som den oprindelige uretmæssige råden har påført naboer. Den ledende dom er U 1986.143 H om Holte Midtpunkt, hvor Højesteret tillige afviste en påstand om fysisk lovliggørelse med følgende bemærkning:

»... *uanset om kommunalbestyrelsen i øvrigt har været berettiget til at fravige byplanens bestemmelser som sket, findes der efter en vurdering af de appellanterne [naboer] påførte ulemper og efter det i øvrigt anførte hverken at burde tillægges dem ret til at få gennemført en bygningsforandring under betydeligt værdispild eller til at kræve den påståede tilmuring eller afblænding af vinduer foretaget*«.

Det gør ingen forskel, at forholdet efterfølgende er lovliggjort ved ny lokalplan, jf. U 1989.420 V, U 1975.488 Ø og U 1995.314 V. Se dog tillige MAD 1997.297 Ø, hvor kommunen uden forudgående offentlighed ved kommuneplantillæg ændrede et område fra fritidsområde til Falck-station, hvorfor både kommuneplantillægget og den efterfølgende lokalplan var ugyldig. Med henvisning til værdispildshensyn afviste landsretten naboernes krav om fysisk lovliggørelse. Mere overraskende blev kommunen frifundet for naboernes erstatningspåstand, idet landsretten henviste til, at den naboretlige tålegrænse ikke var overskredet, hvorved der var lagt vægt på, at da naboerne »har bosat sig i en københavnsk forstadskommune tæt ved trafikerede veje, samt at redningsvirksomhed er en i samfundsmæssig henseende betydningsfuld virksomhed«, og at der var iværksat støjafdæmpende foranstaltninger. Henvisningen til den naboretlige tålegrænse forekommer ikke i samklang med U 1986.143 H og U 1989.420 V om udsigtsgener, da samme synspunkt i begge sager måtte have ført til frifindelse. Det forekommer ligeledes irrelevant at henvise til samfundsnytten af redningsvirksomhed, da dette ikke har noget med den manglende offentlighedsfase at gøre.

Vælger kommunen omvendt en fysisk lovliggørelse, vil kommunen som udgangspunkt være erstatningsansvarlig over for den ejer, som rammes af den fysiske lovliggørelse. Se U 1988.488 H, hvor kommunen efter at være blevet underkendt af Planstyrelsen tilbagekaldte tilladelse til at indrette dagligvareforretning, der havde krav på erstatning for de udgifter, som forretningen havde afholdt i tillid til tilladelsen. Tilsvarende blev kommunen fundet erstatningsansvarlig i U 1983.1000 H, hvor tilladelse til benzinstation tilbagekaldt.

Såfremt bygherren er i ond tro om sin ret, er udfaldet mere usikkert. I U 1991.907 H om kommunens erstatningsansvar for forsinkelse af byggeriet, fordi kommunen i første omgang meddelte byggetilladelse til et lokalplanpligtigt byggeri uden at vedtage lokalplan, frifandt tre dommere kommunen

med henvisning til bygherrens viden om problemet, mens mindretallet på to dommere vil tilkende bygherren erstatning. U 1992.567 H angik et delvis sammenligneligt forløb (forsinket meddelelse om, at byggetilladelse var tilbagekaldt), men her endte sagen modsat med erstatning til bygherren, men med disens fra to dommere.

Retstillingen er noget anderledes, hvor en retlig lovliggørelse som udgangspunkt er afskåret, f.eks. fordi der ikke ville være blevet meddelt landzonetilladelse til byggeriet efter planlovens § 35 eller dispensation fra strandbeskyttelseslinje efter nbl § 65. I disse tilfælde er udgangspunktet fysisk lovliggørelse. Men den omstændighed, at kommunen har godkendt byggeriet, vil som udgangspunkt medføre, at kommunen er erstatningsansvarlig over for bygherren på linje med, hvad der gælder i lokalplansager, jf. U 2000.2012 H, hvor kommunen uden fornøden landzonetilladelse havde meddelt byggetilladelse til gyllebeholder. Igen vil der forekomme tilfælde, hvor værdispildshensyn kan begrunde en retlig lovliggørelse. I så fald må det antages, at kommunen bliver erstatningsansvarlig over for de naboer, der herved lider et tab efter samme principper, som gælder i lokalplansager.

6.10.3 Når skaden udgør en ulovlig tilstand

Det følger af det foregående, at hvis der foreligger en ulovlig tilstand, og hvis der ikke er grundlag for at kræve retlig lovliggørelse, har miljømyndigheden mulighed for i sidste ende at gennemtvinge en fysisk lovliggørelse som selvhjælpshandling og pålægge den forpligtede udgiften hertil. Herved forudsættes, at myndigheden i øvrigt overholder de procedurekrav, loven opstiller.

I disse tilfælde er der ved jordforureninger og andre miljøskader helt eller delvist sammenfald mellem skade og den ulovlige tilstand i den forstand, at det i begge tilfælde drejer sig om at få godtgjort kommunens udgifter. Når der ikke nødvendigvis er fuldstændigt sammenfald mellem skade og fysisk lovliggørelse, beror det på følgende. Erstatningsretligt udgør skaden de udgifter, der er nødvendige til at fjerne myndighedernes erstatningsretligt værnede skade. Derimod er de foranstaltninger, der kan iværksættes som selvhjælp, begrænset til de krav, som er stillet i det forudgående påbud om lovliggørelse – og i jordforureningsloven påbuddet om undersøgelse og/eller oprydning.

Almindeligvis vil betingelserne for at pålægge den forpligtede udgiften til selvhjælp henholdsvis erstatningsansvar være sammenfaldende. På mindst to områder er der dog en forskel. Når det gælder selvhjælp efter miljøbeskyttelsesloven i anledning af en listevirksomheds ulovlige forurening af vandløb, er myndighedens krav på dækning betinget af fornøden subjektiv tilregnelse, mens listevirksomheden i erstatningsretlig henseende er omfattet af et objektivt ansvar efter miljøerstatningsloven. I dette tilfælde vil myndigheden derfor

stå stærkere efter erstatningsreglerne. Omvendt ved jordforureninger fra ikke listevirksomheder. Her er forureneren efter jordforureningsloven ansvarlig for hændelige skader, mens virksomheden efter erstatningsreglerne kun vil være erstatningsansvarlig for culpøse skader. En helt særlig variant forelå i U 2001.1709 H, hvor Højesteret enstemmigt lagde til grund, at der ikke i mbl var grundlag for de iværksatte selvhjælpshandlinger, men samtidig fandt, at forureneren havde handlet ansvarspådragende. På grundlag af det sidste fandt flertallet, at myndigheden kunne kræve sine udgifter dækket, hvilket understreger vigtigheden af at sondre mellem ulovlig tilstand og skade.

Endelig er der den forskel mellem krav baseret på selvhjælp og krav baseret på erstatningsreglerne, at myndigheden kun kan kræve udgifter til selvhjælp dækket, hvis myndigheden har overholdt den i loven anførte fremgangsmåde. Problemet er her yderligere, at der er betydelig forskel på, hvilken fremgangsmåde der skal følges efter de forskellige miljølove, jf. nærmere i afsnit 7.5. Selv hvor et forhold både kan angribes efter mbl, jfl eller vandforsyningsloven, vil den lovlige fremgangsmåde i en vis udstrækning bero på, hvilken lov der anvendes.

6.10.4 Når den ulovlige tilstand ikke kan anses som skade

Det anførte sammenfald mellem skade og ulovlig tilstand kan ikke overføres på planlovens system. Årsagen er, at myndigheden ikke ved planlovsovertrædelser har valgfrihed mellem erstatningsretten og planlovens regler for selvhjælpshandlinger. Set i dette lys kan myndigheden næppe ved en planlovsovertrædelse anses som skadelidt.

Det samme er formentlig udgangspunktet efter naturbeskyttelsesloven, men med miljøansvarsdirektivets nye regler om ansvar for genopretning af skader på truede arter er det dog muligt, at der i hvert fald i disse tilfælde kan ske en sidestillelse af den ulovlige tilstand og skade.

6.10.5 Når skaden ikke udgør en ulovlig tilstand

Men der forekommer også den omvendte situation, at der foreligger en erstatningsretligt værnet skade, men ikke en ulovlig tilstand. Det typiske eksempel er jordforureninger, hvor domstolene i løbet af 1990'erne i en række domme underkendte myndighedernes påbud om oprydning, fordi der enten ikke forelå den fornødne subjektive tilregnelse fra den ansvarlige, eller fordi påbuddet af anden grund fandtes uhjemlet. I disse tilfælde er selvhjælp forstået som lovliggørelse af en ulovlig tilstand afskåret. Men det betyder ikke, at myndigheden ikke kan anses som skadelidt. Myndigheden er blot henvist til selv at bære det eventuelle tab, medmindre det som i U 2001.1709 H lykkes at gøre en forurener ansvarlig.

At myndigheden ikke bare teoretisk, men også faktisk må anses som skadelidt, selv om der ikke foreligger en ulovlig tilstand, fremgår af jordforureningslovens regler om offentlig oprydning. Efter disse regler skal myndigheden på grundlag af kortlægning af risikoen ved forskellige forureninger koncentrere indsatsen om de forureninger, der udgør den største risiko for sundhed og miljø. I det omfang det er muligt at gøre en forurener erstatningsansvarlig for disse udgifter, vil krav herom kunne rejses. Den omstændighed, at jfl § 73 giver myndigheden mulighed for at basere disse krav på påbudsadgangen efter jfl §§ 40 og 41, afskærer således ikke myndighedens adgang til at kræve erstatning, jf. jfl § 74.

6.10.6 Når myndighedens påbud er uhjemlet

Hidtil har den helt overvejende del af erstatningssager, som involverer myndigheder, ikke angået myndighedens erstatningskrav, men myndighedens erstatningsansvar. I relation til jordforureninger har det typiske grundlag for miljømyndighedens erstatningsansvar været, at der er meddelt et ulovligt påbud, som er efterkommet. Herefter har påbudsadressaten henholdsvis forsikringsselskaber rejst krav mod myndigheden om erstatning for udgifter til opfyldelse af det uhjemlede påbud. Fra de sidste 15 år foreligger en ganske omfattende praksis, der viser, at uhjemlede påbud om forureningsundersøgelser eller oprydning medfører, at myndigheden bliver erstatningsansvarlig, medmindre der foreligger helt særlige forhold som i U 2001.1709 H.

Den første sag var Rockwool-dommen, U 1991.674 H, hvor Højesteret afviste et objektivt grundejeransvar. Men herefter fulgte en række sager, hvor myndighedens påbud blev underkendt, fordi det ikke fandtes godtgjort, at påbudsadressaten havde handlet culpøst, hvor i flæng kan nævnes MAD 1996.125 Ø, MAD 1997.371 Ø, U 1997.882 V, U 1998.549 H, U 1999.1444 V, U 1999.1600 H. Myndighedens ansvar blev i denne periode strukket ganske vidt, jf. MAD 1999.954 Ø, hvor retten ganske vist lagde til grund, at der ikke var meddelt et påbud, men gjorde kommunen erstatningsansvarlig over for ejerens forsikringsselskabs udgifter til oprydning, fordi det ikke tilstrækkeligt var tydeliggjort, at ejeren ikke kunne forpligtes til at rydde op. Den omstændighed, at ejeren herved opnår en berigelse på myndighedens bekostning, fordi ejendommen er mere værd i opryddet stand, har ikke i de hidtidige sager ført til reduktion i miljømyndigheders ansvar, jf. f.eks. MAD 1996.371 Ø og MAD 1997.882 V.

Princippet om, at uhjemlede påbud eller indgreb fra myndigheden medfører ansvar, er ikke begrænset til jordforureninger, men gælder som udgangspunkt også for indgreb efter anden miljølovgivning. Se til illustration U 1995.1002 V, hvor kommunen blev pålagt erstatningsansvar for et uretmæssigt forbud efter planlovens § 14. Tilsvarende blev Planstyrelsen i U 1990.263 Ø fundet erstatningsansvarlig for det tab, der opstod ved forsinkelse som følge af

uhjemlet byggeforbud. I U 1985.686 Ø blev kommune fundet erstatningsansvarlig for langsommelig byggesagsbehandling. Endnu mere vidtgående blev kommune i U 1983.298 H fundet erstatningsansvarlig for den forsinkelse, som kommunen havde påført bygherre ved at indbringe amtets fortolkning af deklaration for boligministeriet.

6.10.7 Myndighedens retsstridige passivitet – erstatningsansvar over for tredjemand

Endelig er der grund til kort at omtale de erstatningsretlige konsekvenser af den modsatte situation, dvs. hvor myndigheden forholder sig passiv til en overtrædelse af miljølovgivningen. I disse tilfælde vil myndigheden kunne pådrage sig erstatningsansvar over for tredjemand, jf. U 2002.186 V, hvor kommunen blev fundet erstatningsansvarlig for nabos mistede udsigt, fordi kommunen undlod at udnytte påtaleret efter servitut, der indgik som vilkår for en udstykningstilladelse. Tilsvarende kan nævnes U 1993.72 H, hvor kommune blev fundet erstatningsansvarlig for de støjulemper, der var forvoldt nogle boligejere ved kommunens manglende håndhævelse af deklaration. Erstatningen blev udmålt under den forudsætning, at kommunen fremover håndhævede deklarationen.

Men generelt er der meget få domme af denne type. Forklaringen er, at der efter miljølovene er efterladt tilsynsmyndigheden et vidtgående skøn mht. til, hvordan der skal reageres på en ulovlig tilstand. Denne retsstilling vil dog ikke kun opretholdes for ulovlige tilstande, der falder under det nye miljøansvarsdirektiv, da naboer og miljøorganisationer efter direktivet har krav på en fuld prøvelse af, om de af myndigheden påbudte foranstaltninger er tilstrækkelige. Hertil kommer, at en tilsvarende adgang følger på en række andre områder med EU's ratifikation af Århus-konventionen, jf. nærmere i afsnit 8.2.

KAPITEL 7

Miljøretten som speciel forvaltningsret

I de foregående kapitler er det belyst, hvordan miljøretten i en vis udstrækning bygger på egne miljøretlige principper og tillige på forskellig vis påvirkes af menneskerettigheder, EU-retten og de privatretlige aspekter af miljøretten. Dette ændrer ikke ved, at i den praktiske retsanvendelse må miljøretten først og fremmest anses som speciel forvaltningsret. Det er for den helt overvejende del myndighederne, der ved konkrete afgørelser fastsætter, hvad der gælder i miljøretten – og ikke privatretlige aftaler eller love, der kan virke uden mellemkomst af myndighedsafgørelser. Den almindelige forvaltningsret indtager derfor en central stilling ved fortolkning og udfyldning af de gældende miljølove.

Flere væsentligste grundsætninger og regler i den almindelige forvaltningsret er omtalt i kapitel 5. Hvordan dette kommer til udtryk i forhold til de enkelte miljølove, belyses i miljørettens specielle del. Meningen med det følgende er i stedet at fremhæve nogle fælles træk og særtræk ved miljøretten som speciel forvaltningsret.

7.1 Rammmelove og helhedshensyn

Det fremhæves ofte, at de centrale miljølove er kendetegnet ved at være rammelove.[1] Hermed sigtes til, at de fleste miljølove domineres af bemyndigelsesregler (kompetencenormer), hvis udfyldning sker på grundlag af de indledende formålsangivelser og principper. Dette betyder, at de indledende formålsbestemmelser typisk afgrænser, hvilke hensyn som skal inddrages, når myndighederne skal træffe en afgørelse. Samtidig er der typisk tale om

1. *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, p. 6; *Basse:* Miljøret 1, 2006, p. 426; *Pagh*, Miljøansvar 1998, p. 459 f.

brede formålsangivelser, der efterlader myndighederne med et betydeligt skøn. Grundlæggende forvaltningsretlige principper som proportionalitetsprincippet og lighedsprincippet indtager derfor en større betydning i den praktiske retsanvendelse af miljølovene, end hvor lovene mere detaljeret angiver, hvordan afvejningen af bestemte konkrete hensyn skal ske.

Samtidig er de centrale miljøloves formålsbestemmelser kendetegnet ved helhedstænkning. Hermed sigtes til, at de indledende formålsbestemmelser i mbl, nbl, planloven, råstofloven og havmiljøloven er næsten enslydende, og at disse formål tillige afspejles i de lidt mere specialiserede love, som jordforureningsloven, miljømålsloven, skovloven, jagt- og vildforvaltningsloven, vandforsyningsloven, kemikalieloven, genmiljøloven og lov om miljøvurdering af planer og programmer (SMV-loven). Dette indebærer, at specialitetsprincipper står svagere i miljøretten, om end det må understreges, at der er betydelige forskelle mellem de forskellige love. I planloven (som ét yderpunkt) indtager specialitetsprincipper en forholdsvis beskeden rolle, hvorimod specialitetsprincipper fortsat er vigtige, når der træffes afgørelser efter jordforureningsloven og kemikalieloven. Og mellem disse yderpunkter ligger mbl, nbl og havmiljøloven.

I sammenhæng med helhedstænkningen kan en betydelig del af miljølovene i en vis forstand kendetegnes ved at udgøre en slags samlet enhed, hvor lovene tilsammen udgør det offentligretlige grundlag for, hvordan myndighederne håndterer de forskellige miljøspørgsmål. F.eks. vil etablering af en listevirksomhed ofte kræve ny lokalplan og regionplantillægsprocedure med tilhørende VVM-redegørelse efter planloven. Men sådanne planer vil i en række tilfælde kræve, at der gennemføres en miljøvurdering efter SMV-loven. Først når disse forhold er afsluttet, vil det være muligt at give en miljøgodkendelse efter miljøbeskyttelsesloven. Og skal den ansøgte virksomhed placeres på en forureningskortlagt ejendom, som er beliggende i et område, der er udlagt som særligt vandforsyningsområde, vil tillige skulle indhentes en tilladelse efter jordforureningsloven, før der kan meddeles byggetilladelse efter byggeloven. Indebærer byggeriet, at det er nødvendigt at opfylde en mose beskyttet af nbl § 3, kræves tillige dispensation efter nbl § 65. Og anvender listevirksomheden i produktionen bekæmpelsesmidler, der ikke er godkendt i Danmark, skal tillige indhentes en forudgående godkendelse til at bruge disse midler efter kemikalielovens § 33, jf. MAD 2004.1354 Ø. Når bortses fra godkendelser efter kemikalieloven indtager byggetilladelsen i kontrolmæssig henseende en nøglestilling. Efter byggeloven og byggeregulativet skal kommunalbestyrelsen forud for udstedelse af en byggetilladelse nemlig sikre, at alle andre relevante tilladelser efter de nævnte love er indhentet.

Men helhedstænkning og rammelove har også andre konsekvenser. Ofte forekommer overlappende bemyndigelser, således at f.eks. et forureningsproblem kan imødegås efter forskellige love. Hvor de forskellige bemyndigelser tilkommer samme myndighed og fører til samme resultat, er problemet mest af ordensmæssig karakter. Men der forekommer en del tilfælde, hvor udfaldet af en sag vil være forskellig afhængig af, hvilken bemyndigelse der benyttes. Hvor sådanne regelkonflikter normalt løses ved anvendelse af almindelige fortolkningsprincipper som *lex specialis* og *lex posterior*, giver helhedstænkningen her problemer, idet det ikke nødvendigvis er indlysende, hvilken regel der skal have forrang. Som eksempel på det sidste kan nævnes, at en jordforurening både er reguleret i mbl, jfl og vandforsyningsloven, hvis bestemmelser ikke altid vil føre til samme resultat. Hertil kommer yderligere, at udfaldet kan ændres, hvis byfornyelsesloven bringes i anvendelse, jf. MAD 2002.1302 B, hvor en kommune blev fundet erstatningsansvarlig for manglende opfyldelse af tilsynspligt efter byfornyelsesloven, idet kommunen undlod at undersøge indeklimaproblemer i naboejendom til renseri, selv om kommunen havde modtaget anmeldelse om en betydelig forurening under renseriet. Tilsvarende vil udfaldet blive et andet, hvis forholdet bliver afgjort efter beredskabsloven som i U 2001.1437 Ø, hvor en ejer af en villaolietank blev pålagt en del af udgifterne til oprydning, selv om der intet var at bebrejde villaejeren, og det derfor ikke var muligt at pålægge ejeren at betale efter mbl.[2]

Som et andet eksempel på det ofte komplicerede samspil mellem miljølovene kan nævnes dambrug. Dambrug skal nemlig ikke alene have miljøgodkendelse i mbl §§ 33 og 39, men kræver tillige tilladelse til opstemningsanlæg efter vandløbslovens §§ 37 a eller 48 og indvindingstilladelse efter vandforsyningslovens §§ 20 og 22. Kan dambruget påvirke et Natura 2000-område, skal der tillige foretages vurdering efter habitatdirektivets artikel 6(3) før ovennævnte godkendelser kan meddeles.[3] Vilkår for godkendelse af dam-

2. Se tillige *U 1996.854 H*, der drejede sig om, hvem der skulle betale for en ny vandforsyning grundet en forurening. Fulgte man vandforsyningsloven, skulle ejeren betale, men fulgte man den nu ophævede affaldsdepotlov, skulle amtet betale. Et flertal i Højesteret fandt, at ejeren skulle betale, da kommunen var gået frem efter vandforsyningsloven, mens mindretallet fandt en sådan retsanvendelse arbitrær.
3. Se til illustration Miljøklagenævnets afgørelse af 27/2 2006 vedrørende Risbjerg Dambrug, hvor nævnet for at løse nogle af kompetenceproblemerne valgte at gøre vandindvindingstilladelse tidsbegrænset til førstkommende ansøgning om ny miljøgodkendelse, men samtidig fastholdt, at nævnet ikke kunne tage stilling til opstemningsanlæg efter vandløbsloven. Tidligere antog Miljøklagenævnet i KFE 1991.255, at specialitetshensyn begrundede, at der ikke i miljøgodkendelsen kunne tages hensyn til oversvømmelsesskader, da dette henhørte under vandløbsloven, men har i MAD 2005.1691

brug skal fastsættes under hensyn til regionplanretningslinjer, der igen skal fortolkes på grundlag af bl.a. EU's fiskevandsdirektiv – og fremover vil blive afløst af mål og planer efter miljømålslovens gennemførelse af vandrammedirektivet.

Omvendt forekommer der også tilfælde, hvor der i lovgivningen er taget stilling til samspillet mellem de forskellige love i form af det såkaldte bonusprincip. Hermed sigtes til, at det for den enkelte virksomhed eller ejer kan være vanskeligt at overskue de mange tilladelser, således at det ud fra et afbureaukratiseringshensyn kunne være ønskeligt at nøjes med én tilladelse. Eksempler herpå er jordforureningslovens § 63 og bonusvirkninger af lokalplaner i mbl § 33, stk. 2. Muligheden for at anvende bonusprincippet begrænses i disse tilfælde dog i betydelig grad af EU-regler.

En yderligere konsekvens af rammelovene er, at miljøretten kendetegnes ved at være *lagdelt* – et forhold, der dog yderligere må tilskrives den omfattende EU-regulering. Skal man f.eks. finde ud af, om der skal gribes ind over for udledningen af tungmetaller fra en virksomhed, må man først undersøge tilladelsen, og om der trods tilladelsen alligevel er mulighed for at gribe ind efter f.eks. mbl § 30. Herefter må det undersøges, om kravene i tilladelsen er i overensstemmelse med de bekendtgørelser og vejledninger, som er udstedt i medfør af miljøbeskyttelsesloven, om der er hjemmel i loven til de pågældende bekendtgørelser, og om de danske regler er i overensstemmelse med EU-reglerne, sådan som disse fortolkes af EF-domstolen. Når lagdelingen fremhæves, er det, fordi man ikke altid kan gå ud fra, at der er fuld overensstemmelse mellem de forskellige lag. Der er en del eksempler på, at EU's miljøregler ikke er korrekt gennemført i dansk ret.[4] Tilsvarende er der flere eksempler på bekendtgørelser udstedt uden fornøden hjemmel, og hvor hjemmel først etableres efterfølgende af Folketinget i form af en såkaldt præciserende bemyndigelse.[5] I de fleste tilfælde vil problemerne dog opstå læn-

skiftet opfattelse, således at miljøgodkendelsen også kan omfatte vilkår, der skal sikre lodsejere nedenstrøms mod gener fra oversvømmelsesskader.

4. Se *Pagh:* UfR 2000B.256, hvori belyses en række eksempler på manglende gennemførelse af EU-regler.
5. Et ældre eksempel herpå var, at tilbagekaldelsen af tilladelser til bekæmpelsesmidler var fastsat i bekendtgørelse i 1980 uden fornøden hjemmel i lov (se: Miljøankenævnets afgørelser af 10/12 1984 (j.nr. 740-1/1983 og j.nr. 740-4/1984) samt nævnets afgørelse om de gule midler af 19/6 1985 (j.nr. 740-5 og 6/1984). Dette gav anledning til, at Folketinget i 1987 vedtog lovhjemmel til tilbagekaldelse, men her opstod andre problemer med EU-retten. Se herom: *Basse:* Miljøankenævnet, 1987, p. 457; *Garde: Juristen* 1989.156; *Garde:* UfR 1988B.19; *Basse:* UfR 1988B.66 og *Pagh:* Miljøretten V, p. 152 f.

gere ned i retshierarkiet, dvs. i den enkelte afgørelse. Men her kan det konstateres, at det sker, de lokale miljømyndigheder har misforstået reglerne – og til tider også de centrale myndigheder.[6]

7.2 Udvidet adgang til aktindsigt

Offentlighedslovens og forvaltningslovens regler om aktindsigt suppleres med en udvidet adgang til aktindsigt i miljøoplysninger efter en særlig lov. Den oprindelige baggrund for disse regler var EU's direktiv 90/313 om fri adgang til miljøoplysninger, der i Danmark blev gennemført ved lov om aktindsigt i miljøoplysninger. I forbindelse med den danske tiltrædelse af Århuskonventionen om borgernes rettigheder blev loven ændret i 2000. Som led i EU's forberedelse til at tiltræde Århus-konventionen blev direktiv 90/313 erstattet af direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplysninger, der på flere punkter går videre end den danske lov om aktindsigt i miljøoplysninger. I det omfang de danske regler ikke fuldt ud modsvarer direktivets ret til aktindsigt, vil det være direktivets regler, der skal anvendes, jf. ovenfor i afsnit 4.1 om EU-rettens direkte effekt. EF-domstolens praksis vedrørende det tidligere direktiv 90/313 har fortsat betydning, idet der med direktiv 2003/4 alene er sket udvidelser af retten til aktindsigt, mens der ikke på nogen punkter er sket indskrænkninger.

I forhold til de almindelige regler om aktindsigt giver de specielle regler om aktindsigt i miljøoplysninger anledning til at belyse ni spørgsmål: (1) hvad forstås ved miljøoplysninger; (2) hvem er forpligtet til at udlevere oplysninger; (3) hvem har krav på disse oplysninger; (4) hvornår kan aktindsigt afslås; (5) hvilke frister gælder for besvarelse af anmodning om aktindsigt;

6. Et af de mest velkendte eksempler herpå var miljømyndighedernes udlægning af reglerne i mbl i forhold til forurenet jord. Efter at Miljøstyrelsen i *U 1991.674 H* fik underkendt antagelsen om et objektivt grundejeransvar, fulgte en række domme, hvor myndighedernes udlægning af retsstillingen blev underkendt – hvor som de vigtigste kan nævnes: *U 1991.791 Ø* (ikke hjemmel til at påbyde udgiftskrævende undersøgelser), *U 1992.575 H* (forældelse), *U 1994.259 V* (ikke objektivt ansvar), *KFE 1993.300* og *U 1995.505 H* (ikke oprydning på fremmed ejendom), *FOB 1993.191* (ikke tredjemands løfte), *MAD 1999.954 Ø* (ansvar for dårlig vejledning), *U 1998.549 H* (villaejer ikke objektivt forpligtet til at fjerne forurening fra olietank), *U 1999.1444 V* (villaejer kunne ikke påbydes undersøgelser), *U 1999.1600* H (ikke tilbagevirkende kraft) og *U 2001.1709 H* (ikke grundlag for afværgeforanstaltninger uden påbud). Dommene er interessante, da udfaldet ikke beroede på bevis, men på misforståelse af normen, idet myndighederne dog på andet grundlag fik medhold i *U 2001.1709 H*.

(6) kan der kræves gebyr; (7) hvilken retsvirkning har begrundelseskravet; (8) hvilke pligter har myndighederne til at gøre miljøoplysninger tilgængelige; og (9) borgernes mulighed for at håndhæve deres ret til aktindsigt. I det følgende belyses alene de otte første spørgsmål, idet håndhævelsesadgangen omtales under miljøprocessen i afsnit 8.2.

Miljøoplysninger Begrebet »*miljøoplysninger*« er defineret i direktiv 2003/4 artikel 2(1), hvis definition er gengivet i lovens § 3. Heraf fremgår, at miljøoplysninger ikke alene omfatter data om miljøets tilstand og oplysninger om påvirkninger af miljøet fra udledning af stoffer, støj, stråling, affald mv. samt potentielle direkte og indirekte påvirkninger af miljøet. Begrebet omfatter tillige konkrete og generelle foranstaltninger, der har til formål at beskytte miljøet, rapporter om gennemførelse af miljølovgivningen og cost-benefit analyser og andre økonomiske analyser vedrørende miljøbeskyttende foranstaltninger. Dette betyder bl.a., at også vilkår for miljøgodkendelser, påbud om afværgeforanstaltninger og resultat af forureningsundersøgelser falder under begrebet miljøoplysninger.

Den vide fortolkning af begrebet »miljøoplysninger« understreges af EF-domstolens praksis. I sag C-321/96, *Mecklenburg mod Pinneberg* blev det fastslået, at »miljøoplysninger« også omfatter offentlige myndigheders høringssvar i forbindelse med godkendelse af planer eller anlægsaktiviteter. Og endnu mere vidtgående fastslog EF-domstolen i sag C-316/01, *Glawischnig*, at begrebet også omfatter oplysninger om kontrolforanstaltninger til beskyttelse af miljøet. Derimod fremgår af samme sag, at begrebet ikke kan udstrækkes til at omfatte kontrol og sanktioner vedrørende overtrædelse af regler for mærkning af levnedsmidler med gensplejsede organismer, da disse oplysninger angik forbrugerbeskyttelse og ikke beskyttelse af miljøet. I sag C-186/04, *Housieaux* blev det tillige forudsætningsvis lagt til grund, at begrebet miljøoplysninger omfatter en underhåndsaftale mellem myndighederne i Bruxelles og et udviklingskonsortium om opførelse af en række bygninger. På linje hermed har Miljøklagenævnet i MAD 2005.1679 antaget, at et offentligt selskabs kontrakt om levering af biogasanlæg var omfattet af lov om aktindsigt i miljøoplysninger.

Hvem forpligtes Efter direktiv 2003/4 er det *offentlige myndigheder*, der er forpligtet til at udlevere miljøoplysninger. Hvad der forstås herved, er nærmere defineret i direktivets artikel 2(2), hvoraf fremgår, at »offentlige myndigheder« i direktivet er tillagt en videre betydning end efter offentlighedsloven. Begrebet omfatter således ikke alene den statslige og kommunale forvaltning og offentlige rådgivende organer som f.eks. Danmarks Miljø Undersøgelser (DMU), men tillige enhver fysisk eller juridisk person, der udøver offentlige administrative funktioner eller har offentligt ansvar tjenesteydelser i relation til miljøet. I MAD 2004.749 antog Miljøklagenævnet, at en odderstation, der

var drevet af en privat selvejende institution, var omfattet af pligten til at give aktindsigt i miljøoplysninger.[7]

Også domstolene og lovgiver er som udgangspunkt omfattet af begrebet »offentlige myndigheder«, men direktivet giver i sidste led af artikel 2(2) mulighed for, at medlemsstaterne undtager disse offentlige organer. Så vidt ses har Danmark valgt ikke at gøre fuldt brug af undtagelsen, idet adgangen til aktindsigt også omfatter domme, kendelser og andre retsafgørelser i civile sager, der indeholder miljøoplysninger, oplysninger om offentlig deltagelse i afgørelser om konkrete aktiviteter eller oplysninger om private eller offentlige myndigheders handlingers forenelighed med miljølovgivningen, jf. lov om aktindsigt efter § 5 a.

Hvem har retten Retten til aktindsigt i miljøoplysninger omfatter *»enhver informationssøgende«*, hvilket må forstås som enhver fysisk eller juridisk person. Med direktiv 2003/4 er i artikel 3(1) præciseret, at der ikke kan kræves godtgjort nogen interesse i oplysningen. Enhver informationssøgende er i denne sammenhæng ikke begrænset til danske borgere, men omfatter enhver EU-borger. Danske turister vil således på grundlag af direktivet kunne søge oplysning om f.eks. badevandskvaliteten i andre EU-lande, ligesom andre medlemsstaters borgere har ret til at få information fra offentlige myndigheder i Danmark.

Undtagelser På linje med offentlighedsloven og forvaltningsloven er der efter direktiv 2003/4 artikel 4 mulighed for at afslå aktindsigt i miljøoplysninger af hensyn til oplysningernes fortrolige karakter, den offentlige sikkerhed, behandling af retssager ved domstolene, forretningshemmeligheder, immaterielle rettigheder og beskyttelse af det miljø, oplysningen angår. Muligheden for afslag synes dog mere begrænset end efter offentlighedsloven og forvaltningsloven, da EF-domstolen har understreget, at undtagelserne skal fortolkes indskrænkende. Med henvisning hertil fastslog EF-domstolen i sag C-321/96, *Mecklenburg mod Pinneberg*, at undtagelsen for »indledende undersøgelser« i det tidligere direktiv 90/313 ikke omfatter en administrativ forberedelse af en beslutning, medmindre undersøgelsen umiddelbart sker med henblik på

7. Folketingets Ombudsmand har i en foreløbig udtalelse af 30/8 2005 til Udenrigsministeriet antaget, at Industrialiseringsfonden for Østeuropa (IØ-fonden) var forpligtet til at udlevere oplysninger til journalister vedrørende nogle større polske svinefarme, selv om IØ-fonden ikke er omfattet af offentlighedsloven. Antagelsen begrundes primært med direktiv 2003/4, idet lov om aktindsigt i miljøoplysninger ikke er helt klar på dette punkt, hvorfor vurderingen i realiteten støtter sig på direktivets direkte effekt.

bevisførelse i en retssag. På linje hermed fastslog EF-domstolen i sag C233/00, *Kommissionen mod Frankrig*, at det ikke er muligt at begrænse adgangen til administrative dokumenter, ligesom det ikke er muligt at undtage oplysninger, der generelt kan være til skade for hemmeligholdelse af forhold, der er beskyttet i lovgivningen.

Som en yderligere indskrænkning af undtagelserne fra aktindsigt er det med direktiv 2003/4 præciseret i artikel 4(2), at undtagelserne skal fortolkes restriktivt, og at der i hvert enkelt tilfælde skal foretages en afvejning af hensynet bag undtagelsen med den offentlige interesse i at sikre aktindsigt. Den modsvarende danske regel fremgår af § 2, stk. 3, i lov om aktindsigt i miljøoplysninger. Som en yderligere konsekvens præciserer lovens § 2, stk. 4-6, at undtagelserne for aktindsigt i offentlighedsloven og forvaltningsloven skal fraviges i det omfang, disse vil være i modstrid med direktivets artikel 4(2).

Frister Til forskel fra offentlighedsloven og forvaltningsloven er der i direktivets artikel 3(2) fastsat absolutte frister for, hvor hurtigt en begæring om miljøoplysninger skal besvares. Mens der i forvaltningslovens § 11, stk. 2, alene er krav om, at begæring om aktindsigt skal bekræftes modtaget inden 10 dage, er direktivets hovedregel, at begæringen skal være besvaret inden én måned. Er der tale om oplysninger af kompleks karakter, skal endeligt svar på begæring foreligge senest 2 måneder efter begæring er modtaget. Og direktivet giver ingen mulighed for at fravige denne frist. De modsvarende danske regler i lov om aktindsigt § 4, stk. 3, modsvarer ikke fuldt ud direktivets krav, idet bestemmelsen angiver:

»Sager om aktindsigt skal under hensyntagen til en eventuel tidsfrist, som anføres af den, der har fremsat anmodningen, afgøres hurtigst muligt og senest 1 måned efter modtagelsen af anmodningen eller, hvis sagens omfang og komplekse karakter er af en sådan art, at fristen på 1 måned ikke kan overholdes, senest 2 måneder efter modtagelsen. Sager efter stk. 2, hvor der gives afslag på at stille oplysningerne til rådighed i den form, som den, der fremsatte anmodningen, ønsker, skal dog afgøres senest 1 måned efter modtagelsen af anmodningen.«

Som det fremgår, indebærer den danske regel, at den, som søger aktindsigt, skal begære fristen overholdt, før fristen gælder. Dette må klart ses i modstrid med direktivet. Her kan henvises til, at EF-domstolen i sag C-233/00, *Kommissionen mod Frankrig* afviste, at begrundelsespligten kunne gøres betinget af begæring om begrundelse. Yderligere blev i sag C-186/04, *Housieaux* fastslået, at fristen på to måneder er ufravigelig. Da direktivet som nævnt har forrang og direkte effekt, kan myndighederne ikke udsætte en besvarelse ud over de to måneder, fordi der ikke i begæringen om aktindsigt er anført en frist.

Begrundelse På linje med forvaltningslovens §§ 24 og 25 er der i direktivets artikel 4(5) krav om, at afslag begrundes med klagevejledning, og at denne begrundelse fremsendes inden for den i artikel 3(2) fastsatte frist for at besvare begæringen. Den danske lov om aktindsigt indeholder ikke en tilsvarende regel, hvilket formentlig skyldes, at man har ment sig dækket ind med forvaltningsloven. Hertil må imidlertid bemærkes, at forvaltningslovens § 24 ikke indeholder den fastsatte frist, hvorfor gennemførelsen også på dette punkt er utilstrækkelig. Manglende begrundelse inden for to måneders fristen har meget vidtgående retsfølger. Således fastslog EF-domstolen i sag C-186/04, *Housieaux*, at manglende begrundelse for afslag på aktindsigt inden for de to måneder, medførte at afslaget var ugyldigt.

Gebyrer På linje med offentlighedslovens § 15, stk. 4, er der efter direktivets artikel 5 mulighed for at opkræve gebyr for at imødekomme en begæring om aktindsigt. Til forskel fra offentlighedsloven indeholder direktivets artikel 5 et selvstændigt krav om, at »gebyrets størrelse ikke må overskride et rimeligt beløb«. EF-domstolen har i sag C-217/97, *Kommissionen mod Tyskland* fortolket den tilsvarende regel i det tidligere direktiv 90/313, idet Kommissionen gjorde gældende, at de tyske gebyrer var for høje, selv om de svarede til de faktiske omkostninger og i øvrigt tillige omfattede gebyr for afslag på aktindsigt. EF-domstolen fandt det i strid med direktivet at kræve gebyr for afslag på begæring om aktindsigt. Tilsvarende tilsluttede EF-domstolen sig Kommissionens opfattelse, hvorefter gebyrets størrelse ikke kan være omkostningsafhængig, hvis der er tale om mange dokumenter, da dette kan virke uforholdsmæssigt byrdefuldt. EF-domstolen fandt dog ikke, at Kommissionen havde løftet bevisbyrden for, at Tyskland faktisk overtrådte reglerne. Med direktiv 2003/4 er der yderligere sket den skærpelse, at gebyrer efter artikel 5(3) forudsætter, at der er offentliggjort en liste over gebyrernes størrelse. Det sidste må formentlig betyde, at hvis gebyret ikke er offentliggjort i en almindeligt tilgængelig form, vil det ikke kunne opkræves.

Vejledningspligt Af hensyn til at det kan være vanskeligt for borgeren at identificere de bestemte dokumenter, som der ønskes aktindsigt i, indeholder direktivet flere særlige forpligtelser for myndighederne. Myndighederne skal efter artikel 7(1) sørge for at ajourføre og systematisere miljøoplysninger på en sådan måde, at de aktivt kan formidles til offentligheden. Supplerende kræver artikel 8, at oplysningerne skal være sammenlignelige, ligesom myndighederne efter artikel 3(4) har pligt til at vejlede ansøger om, hvor oplysninger kan findes, og bistå i søgning af oplysninger. Også på dette punkt sav-

nes modsvarende regler i den danske lov om aktindsigt i miljøoplysninger, men forholdet kan muligvis dækkes af forvaltningslovens § 7.

7.3 Høringsregler og inddragelse af offentligheden

Et andet gennemgående særtræk ved miljøretten er, at den almindelige forvaltningsrets regler om partshøring suppleres af regler, der ofte kræver forudgående høring af en større kreds end sagens parter og udvider den forudgående oplysningspligt af sagens parter.

Vedtagelse af kommune- og lokalplaner har gennem over 30 år været omfattet af særlige krav om forudgående offentlighed. Med EU's VVM-direktiv, IPPC-direktiv, SMV-direktiv og Seveso-direktiv samt Århus-konventionens regler om at høre *»den berørte offentlighed«* (herunder miljøorganisationer) er kravene om forudgående høring af andre end sagens parter blevet bredt ud til de fleste afgørelser efter miljølovene.[8] De særlige regler om inddragelse af *»den berørte offentlighed«* indebærer ikke, at alle, der anses for omfattet af »den berørte offentlighed«, også skal anses for parter efter forvaltningsloven og dermed omfattet af reglerne om partshøring. Tværtimod må de særlige regler alene forstås på den måde, at reglerne tillægger den berørte offentlighed den adgang til forudgående høring, som fremgår af reglerne – ikke mere og ikke mindre.[9]

8. Begrebet »den berørte offentlighed« er særskilt defineret i Århus-konventionens artikel 2(5), der er gentaget i direktiv 2003/35 om inddragelse af offentligheden. Det fremgår heraf, at »den berørte offentlighed« er *»den del af offentligheden som kan blive berørte af eller har interesse i beslutningsprocedurer på miljøområdet [...] med henblik på denne definition anses ikke-statslige organisationer, der arbejder for at fremme miljøbeskyttelse, og som opfylder alle krav efter national lovgivning, for at have en interesse.«*
9. Offentlighedens ret til høring fremgår primært af samlebekendtgørelsens regler, men suppleres af andre regler. Efter mbl § 76 vil lokale miljøgrupper og landsdækkende miljøorganisationer efter anmodning kunne opnå høringsret i de typer afgørelser, hvor høringsret begæres. Efter nbl § 60 b er der krav om, at den berørte offentlighed høres forud for beslutninger om statslig naturpleje af væsentlig betydning, men der savnes regler, som dækker høring af den berørte offentlighed ved dispensationer efter nbl § 65 af væsentlig betydning. Efter jfl §§ 18 og 23 skal offentligheden inddrages forud for prioritering af offentlig oprydning samt før beslutning om oppumpning af forurenet grundvand. Efter råstoflovens § 20 er der krav om inddragelse af offentligheden før tilladelse til råstofindvinding på havet, hvis indvindingen kan have væsentlig miljømæssig betydning. Efter havmiljølovens § 33 er regler om inddragelse af offentligheden forud for tilladelse til sejlruter med hurtigfærger. Efter SMV-lovens § 8 skal offentlig-

Reglerne om høring af den berørte offentlighed indebærer ikke kun en udvidelse af den kreds, som skal høres. De nye regler betyder tillige en ændring i, hvad der skal høres om. Efter VVM-direktivet og IPPC-direktivet er der således krav om, at selve ansøgningen vedlagt en miljøvurdering af ansøgningen skal i offentlig høring, før miljømyndigheden påbegynder sagsbehandlingen. Det er følgelig ikke tilstrækkeligt at udskyde den offentlige høring til det tidspunkt, hvor myndigheden har et udkast til afgørelse færdig.

7.3.1 Partshøring

I forhold til høring af sagens parter indeholder miljølovene i flere tilfælde afvigelser fra den almindelige forvaltningsret. Efter forvaltningslovens § 19 skal hver part høres om væsentlige faktiske oplysninger, der kan have betydning for den kommende afgørelse, hvis oplysningen er til ugunst for parten, og parten ikke kan ventes at kende oplysningen. Dette suppleres af den ulovregulerede partshøring, hvorefter en part skal gøres bekendt med særligt indgribende afgørelser, før der træffes en afgørelse. Det sidste er imidlertid i mbl § 75 udbygget med et krav om, at adressaten skal varsles om påbud eller forbud efter mbl, medmindre målet med afgørelsen herved fortabes eller varsling må anses for åbenbart unødvendig.[10]

I relation til de særlige regler i jfl § 45 om, hvornår en ny driftsherre henholdsvis en ny ejer af en forurenet ejendom overtager sælgers forpligtelser til at efterkomme påbud meddelt til sælger, opstår et helt specielt problem med varsling af påbud. Problemet er, at efter jfl § 45 vil et varsel om påbud selvstændigt være forbundet med vidtgående retsfølger. Varsel af påbud kan tinglyses på den forurenede ejendom, og burde køber kende til et varsel om påbud om forureningsundersøgelser, vil køber også kunne forpligtes til at fjerne den forurening, som undersøgelsen måtte afdække. På denne baggrund må varsel af påbud efter jfl formentlig i sig selv anses som en forvaltningsakt, der er omfattet af forvaltningslovens almindelige regler.[11]

heden høres forud for vedtagelse af planer og programmer, som kræver miljøvurdering. Efter miljømålslovens §§ 29 og 30 skal offentligheden inddrages forud for vedtagelse af vandkvalitetsmål.

10. Om den ulovregulerede partshøringspligt af udkast til afgørelser, se *Jon Andersen*, Forvaltningsret (1994), s. 347 ff; *Rønsholdt:* Forvaltningsret, 2001, p. 412 ff. Sondringen mellem forvaltningslovens § 19 og pligten til at høre om særligt indgribende forvaltningsakter overses ofte i miljøretten. Se f.eks. *Moe m. fl.:* Miljøret 2005, p. 313 og lidt i samme retning *Basse*, der antager, at mbl § 75 forudsætningsvis henviser til forvaltningslovens § 19 – Miljøretten 1, 2006, p. 566.
11. Se *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 295 f.

Selv om miljølovene som altovervejende hovedregel udvider kravene til forudgående høring, er man i kemikalieloven gået den modsatte vej. Efter kemikalielovens § 35 e gælder forvaltningslovens §§ 11 og 19 om partshøring og adgang til aktindsigt således ikke, hvis der indledes forbudsprocedure mod et bekæmpelsesmiddel. Da dette forhold er omfattet af EU-regler, er det tvivlsomt, om bestemmelsen er forenelig med EU-retten, jf. ovf. i afsnit 4.3.1.

7.3.2 Afgørelsesbegrebet

Jordforureningslovens regler om kortlægning af forurenede arealer og offentlig oprydning har givet anledning til tvivl om, hvornår der er tale om en afgørelse i forvaltningslovens forstand. Når spørgsmålet har interesse, er det, fordi en forberedelse af beslutning om kortlægning er omfattet af reglerne om partshøring, hvis beslutningen anses som en forvaltningsakt. Når der kan opstå tvivl, skyldes det, at miljømyndighedens optegnelser om faktiske forhold ikke uden videre kan anses for en afgørelse i forvaltningslovens forstand. Kun hvis miljømyndighedens optegnelse indebærer direkte retsfølger for borgerne, skal forvaltningslovens iagttages. Da forureningskortlægning på vidensniveau 1 eller vidensniveau 2 medfører rådighedsindskrænkninger efter jfl §§ 8 og 50, må en beslutning herom utvivlsomt anses som en forvaltningsakt omfattet af forvaltningslovens regler om partshøring. Det samme må gælde, når amtet (fremover regionerne) beslutter, at et bestemt areal skal kortlægges som vandforsyningsområde eller særlig følsom arealanvendelse efter jfl § 6, stk. 1, da der til denne beslutning knyttes betydelige retsfølger efter jfl § 8. Men også kommunalbestyrelsens beslutning efter jfl § 6, stk. 2, om, hvilke arealer der anses for følsom arealanvendelse, må formentlig anses som en forvaltningsakt.[12]

Et anderledes problem med afgrænsning af forvaltningslovens afgørelsesbegreb opstår i relation til myndighedernes registrering af beskyttede naturtyper efter nbl § 3. Efter nbl § 3 må der ikke foretages ændring af tilstand i de nævnte beskyttede naturtyper (bl.a. hede, mose og strandenge), medmindre der meddeles dispensation efter nbl § 65. Det er i motiverne forudsat, at disse naturtyper kan vokse ind og ud af beskyttelsen, således at det er de objektivt

12. Dette følger tillige af jfl § 16, stk. 2, hvorefter kommunalbestyrelsens afgørelser ikke kan påklages, da kortlægning efter jfl § 6, stk. 2, er de eneste afgørelser, kommunerne kan træffe efter jfl kapitel 2 og 3. Se *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 92 og Karnovs kommentarer til jfl § 6, stk. 2. Tilsvarende problemer opstår med forslag om en nuanceret kortlægning, der er fremsat med lovforslag L 213 (FT 2005-2006) – og hertil nærmere *Pagh:* Lovbemærkninger som vildledende indpakning, TfM 2006, p. 84

konstaterbare forhold, der afgør, om rådighedsbegrænsningen gælder.[13] Ifølge lovens system udgør amtets registrering af en beskyttet naturtype på en ejendom derfor ikke en afgørelse i forvaltningslovens forstand. Naturklagenævnets praksis er imidlertid ikke i overensstemmelse hermed, idet nævnet i bl.a. MAD 1998.355 og MAD 2003.1028 har behandlet klager over amtets registrering, som om der var tale om afgørelser. Dette synes at bero på en misforståelse, da nævnet alene kan tage stilling til, om der foreligger en registreret naturtype i klagesager om dispensation eller i forbindelse med påbud om fysisk lovliggørelse, hvor stillingtagen til, om det er en beskyttet naturtype alene har præjudiciel karakter. Lægger man omvendt nævnets praksis til grund, vil amtets registrering af naturtyper kun kunne ske under iagttagelse af forvaltningslovens regler om partshøring. Selv om retssikkerhedshensyn kan begrunde en sådan ordning, synes det dog at forudsætte en lovændring.

Et tredje problem med afgørelsesbegrebet opstår i relation til udlægning af de mange EF-fuglebeskyttelsesområder og habitatområder (Natura 2000-områder). Formelt er udpegningen sket som landsplandirektiv og fastsat ved bekendtgørelse 477/2003 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder.[14] Problemet er, at et landsplandirektiv alene kan regulere den fremtidige arealanvendelse, mens habitatdirektivets artikel 6(2) kræver, at der også gribes ind mod bestående arealanvendelse, hvis denne kan skade områdets integritet, som anført ovf. i afsnit 4.2.4. Den formelle løsning på dette problem er, at der i nbl §§ 19 d-19 f er fastsat hjemmel til, at amtet kan gribe ind i den bestående anvendelse. Dette indebærer, at udpegningen af Natura 2000-områder på dette punkt alene er middelbar i forhold til borgerne, hvorfor selve udpegningen af områder kan anses som en hjemlet generel regulering, der ikke er i konflikt med forvaltningsloven. Om en sådan middelbar forpligtelse så er tilstrækkelig til at opfylde EU-forpligtelserne, er mere tvivlsomt. Derimod opstår nye problemer, når miljøministeren udnytter beføjelsen i miljømålslovens § 36 til at udpege eller ændre Natura 2000-områder. Som reglen er formuleret, synes beslutninger om sådanne ændrede udpegninger at have karakter af konkrete afgørelser i forvaltningslovens forstand, hvilket tyder på, at afgørelsen er omfattet af forvaltningslovens

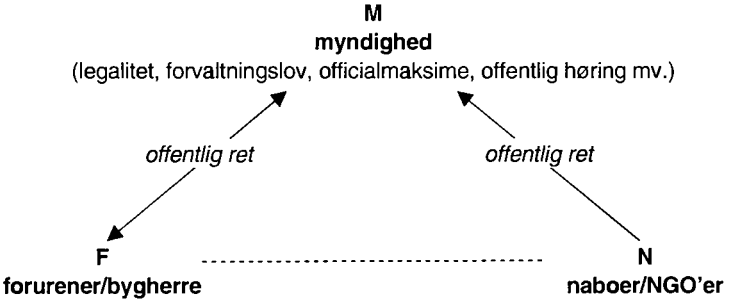
13. Se herom *Anne-Marie Rasmussen:* Biologiske definitioner som udgangspunkt for regulering af fast ejendom, Retligt Set – synsvinkler på arealanvendelseslovgivningen, 1995, p. 269.

14. Når det må antages, at det alene er planlovens § 3, stk. 1, om landsplandirektiver, der hjemler udpegningen, skyldes det, at ingen af de øvrige lovbestemmelser, der henvises til i bekendtgørelsen, hjemler et sådant arealmæssigt udlæg. De udlagte områder er i øvrigt ændret ved bkg. 902/2004 og bkg. 1076/2004.

afgørelsesbegreb. Såfremt beslutningen på linje med fredninger offentliggøres i bekendtgørelse, er det dog muligt, at der kan ses bort fra forvaltningsloven ved forberedelse af sagen. Tilsvarende problemer melder sig ved fastsættelse af kvalitetsmål og handlingsplaner efter miljømålsloven.

7.4 De triangulære retsforhold

I det foregående kapitel er belyst de privatretlige implikationer af de triangulære retsforhold, der præger miljøretten. I det følgende omtales, hvilke særlige forvaltningsretlige problemer der knytter sig til de triangulære retsforhold, hvor der følgelig ses bort fra de privatretlige aspekter.



Kernen i de triangulære retsforhold er ikke alene, at der i miljøretten ofte optræder andre parter end adressaten for miljømyndighedens afgørelse. Det centrale er, at adressaten for afgørelsen har mere eller mindre modsatrettede interesser i forhold tilflere af sagens øvrige andre parter. Vilkår, der for adressaten F opfattes som bebyrdende, vil af en eller flere af de øvrige parter, der henføres til N, ofte opfattes som begunstigende – og omvendt vil en bebyrdelse af F ofte begunstige N. For F vil det typisk være handlefrihed, økonomiske interesser og ejendomsret, der står over for myndigheden. For N vil det derimod typisk vil være kravet på, at myndighederne beskytter N mod ulemper fra omgivelserne, herunder fra F, der er i fokus. Mellem de to parter står myndigheden (M), der hverken har domsmyndighed eller mæglingsfunktion, men som myndighed skal varetage hensynet til almenvellet ved anvendelse af gældende regler. M er derfor ledet af hensyn, der principielt hverken er sammenfaldende med F eller N.

Når myndigheden M tager stilling til, om der skal gives tilladelse til en ansøgning fra F, vedtages en lokalplan eller meddeles påbud om forureningsbe-

grænsning til F, er M bundet af lovens grænser for skøn. Forvaltningslovens regler skal sikre, at myndigheden i relation til sagens oplysning tager hensyn til både F og N. Men som nævnt ovenfor suppleres forvaltningsloven i miljølovene af særlige regler om høring af den berørte offentlighed samt selvstændige krav til sagens oplysning.

Holder myndighedens afgørelse sig inden for lovens grænser for skøn, og overholder myndigheden forvaltningsloven og følger de særlige fremgangsmåder, der efter loven gælder for den pågældende afgørelse (som denne må fortolkes i lyset af EU-regler), giver trekanten ikke i første omgang juridiske problemer. Forklaringen er, at de særlige krav til fremgangsmåde og oplysning af sagen netop tager højde for F's og N's modstridende interesser.

Men bliver afgørelsen påklaget, eller vil F ikke rette sig efter afgørelsen, så det bliver nødvendig med håndhævelse, opstår der nye juridiske problemer med det triangulære retsforhold. Disse problemer tiltager yderligere, hvis det viser sig, at myndigheden har lavet sagsbehandlingsfejl ved ikke at følge den korrekte fremgangsmåde, eller hvis myndigheden har overskredet grænserne for det lovmæssige skøn. Og bringes sagen for en domstol, opstår nye vanskeligheder.

I relation til håndhævelsen er problemet, at det for N kan være afgørende, at bestemte vilkår for en tilladelse overholdes, mens disse for F kan være særligt byrdefulde, hvorfor myndigheden kan vælge at se mindre alvorligt på overtrædelsen. Hertil kommer, at det kan frembyde selvstændige vanskeligheder for myndigheden at håndhæve vilkårene.

Bliver afgørelsen anket til klagenævn opstår nye problemer, fordi klagenævnet vanskeligt kan håndtere reglerne om høring af den berørte offentlighed. Og ender sagen ved domstolene, bliver det endnu mere kompliceret, som det belyses i næste kapitel om miljøprocessen.

7.5 Specielle regler om tilsyn og håndhævelse

Miljølovgivningen er kendetegnet ved, at de generelle regler om tilsyn med og håndhævelse af den offentligretlige lovgivning i betydeligt omfang er erstattet af specielle regler.[15] Holder man sig til den almindelige forvaltningsret, er udgangspunktet, at myndigheden kan foranledige et ulovligt forhold lov-

15. De specielle regler om håndhævelse af miljølovene bygger på betænkning 981/1983 om håndhævelse af bygge- og miljølovgivningen, hvis forslag med beskedne ændringer blev gennemført som den såkaldte håndhævelseslov 250/1984. Reglerne blev videreført ved miljølovreformen i 1991-1992.

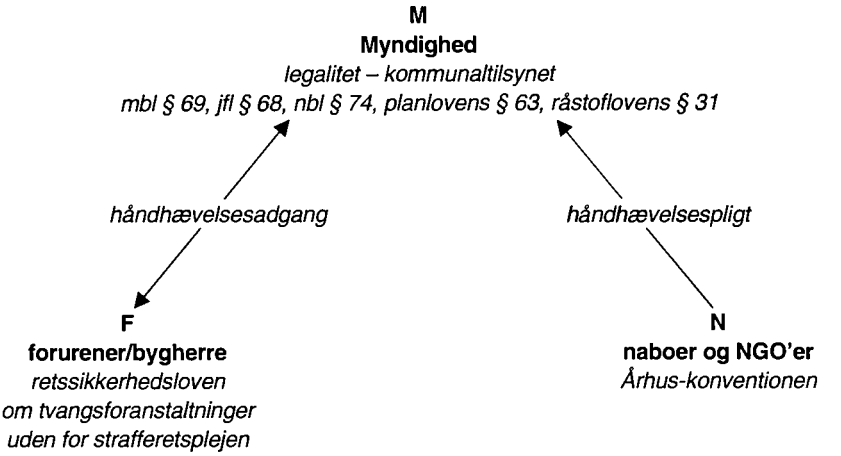
liggjort og iværksætte de nødvendige tvangsmæssige foranstaltninger som selvhjælp efter behørigt varsel af adressaten, idet denne skal have en frist til at lovliggøre forholdet, medmindre omstændighederne begrunder et øjeblikkeligt indgreb. Savnes lovhjemmel, kræves tillige retskendelse efter grundlovens § 72, hvis det er nødvendigt at gå ind på den forpligtedes ejendom. Kan det ulovlige forhold bebrejdes den forpligtede som uagtsomt, kan myndighederne få godtgjort udgifterne til tvangsmæssig lovliggørelse. *Poul Andersen* antog, at sådanne tvangsforanstaltninger kunne iværksættes uden selvstændig lovhjemmel,[16] mens *Jørgen Mathiassen* er mere tvivlende og med baggrund i nyere lovgivning konstaterer, at selvhjælp i dag normalt er selvstændigt hjemlet med henvisning til legalitetsprincippet.[17]

Uanset om man følger *Poul Andersen* eller *Jørgen Mathiassen*, har spørgsmålet i miljøretten kun teoretisk interesse, når bortses fra jordforureningsloven. Årsagen er, at der i øvrigt i miljølovene er særskilte regler om, hvilken fremgangsmåde myndighederne skal anvende ved tvangsmæssig lovliggørelse som selvhjælp. Men hertil kommer, at der i et vist omfang er specielle regler, der regulerer de andre parters retsstilling i det triangulære forhold ved håndhævelse af miljøreglerne, som det fremgår af nedenstående figur.

Med figurens højre hjørne er angivet, at naboer og miljøorganisationer efter Århus-konventionen har krav på, at myndigheden håndhæver miljølovsovertrædelser. Trekantens venstre hjørne angiver, at forureneren eller bygherren også har sine rettigheder efter retssikkerhedsloven om tvangsmidler uden for strafferetsplejen. Den lokale myndighed i spidsen af trekanten er som anført i figuren undergivet legalitetskrav og skal håndhæve i henhold de specielle regler, der følger af de enkelte miljølove, hvilket påses af kommunaltilsynet. Som det vil fremgå, er der betydelige forskelle mellem de fremgangsmåder, miljømyndigheden skal følge ved håndhævelse af ulovlige forhold efter de enkelte miljølove. Det eneste fælles kendetegn er, at miljømyndigheden er forpligtet til at lovliggøre forhold, medmindre det er af helt underordnet betydning. Som led heri har miljømyndigheden mulighed for at indgive politianmeldelse. I så fald er det op til anklagemyndigheden, om der skal rejses tiltale, og i givet fald sker den videre strafferetlige forfølgelse efter retsplejelovens regler herom.

I det følgende omtales kort principperne for håndhævelse i de miljølove, som belyses i *Revsbech's* Lærebog i Miljøret (2002). Efterfølgende omtales de særlige regler, der følger retssikkerhedsloven om anvendelse af tvangs-

16. *Poul Andersen:* Dansk Forvaltningsret, 1965, p. 558.
17. *Jørgen Mathiassen:* Forvaltningsret almindelige emner, 2004, p. 629 og i samme retning *Poul Sørensen:* Juristen 1968, p. 241.



midler uden for strafferetsplejen, som Folketinget vedtog i 2004, spørgsmålet om pligtsubjekt samt betydningen af sondringen mellem middelbare og umiddelbare regler i håndhævelsen.

7.5.1 Håndhævelse efter miljøbeskyttelsesloven

Efter mbl § 69 har myndigheden en række muligheder for at håndhæve et ulovligt forhold. Bestemmelsen anfører, at myndigheden kan:

»(1) forbyde fortsat drift og eventuelt forlange virksomheden fjernet; (2) påbyde den ansvarlige at genoprette den hidtidige tilstand; (3) lade påbudte foranstaltninger udføre for den ansvarliges regning, når den fastsatte frist er udløbet«.

Selv om opremsningen i § 69 ikke er udtømmende, viser reglerne, at selvhjælp ikke efter mbl kan iværksættes uden forudgående påbud om lovliggørelse, medmindre der foreligger akut fare, jf. mbl § 70. Følges den rette fremgangsmåde, har myndigheden efter mbl § 87 adgang til ejendom uden retskendelse, medmindre det drejer sig om jordforurening, men under iagttagelse af retssikkerhedslovens bestemmelser, jf. nærmere ndf. i afsnit 7.6. Beslutninger om administrativ tvangshåndhævelse efter mbl kan ikke påklages, jf. mbl §§ 69, stk. 3, og 70, stk. 4. Det sidste indebærer, at hverken den forpligtede eller naboer vil kunne påklage miljømyndighedens beslutning om tvangsmæssig håndhævelse eller undladelse af tvangsmæssig håndhævelse. Findes beslutningen for vidtgående eller utilstrækkelig, kan den forpligtede og naboer rette henvendelse til kommunaltilsynet. Kommunaltilsynet afgør

selv, om det vil behandle sagen, ligesom kommunaltilsynet ikke kan træffe nogen bindende beslutning om, hvordan håndhævelse skal ske.[18]

Den administrative håndhævelse af mbl har givet anledning til betydelig praktisk og teoretisk tvivl, der har sammenhæng med begrebet »påbud«.[19] Betegnelsen »påbud« anvendes nemlig i mbl i to betydninger. Den ene betydning af »påbud« er den i mbl § 69 anførte, hvorefter påbud anvendes som reaktion på en konstateret overtrædelse af mbl – også betegnet lovliggørelsespåbud eller håndhævelsespåbud. Den anden betydning af »påbud« er, at påbud anvendes som middel til at fastsætte vilkår for den fremtidige drift, f.eks. ved at der påbydes reduceret støj til en listevirksomhed efter mbl § 41.[20] I det sidste tilfælde er påbuddet ikke udtryk for, at virksomheden har gjort noget ulovligt, men derimod en fastsættelse af de fremtidige vilkår for virksomhedens drift. Disse påbud kaldes derfor konstitutive påbud og kan ikke anvendes som reaktion på, hvad der er sket, jf. U 2006.1531 H, hvor Højesteret udtalte, at

»mbl § 41, stk. 1, efter ordlyden og placeringen i loven og forarbejderne [...] må forstås således, at bestemmelsen tager sigte på foranstaltninger til nedbringelse af den fremtidige forurening fra virksomheden og ikke indeholder hjemmel for et påbud om at foretage oprensning eller andre foranstaltninger i anledning af en allerede stedfunden jordforurening«.

Med dommen er der definitivt gjort op med tidligere misforståelser om, at påbud om forureningsbegrænsning kan anvendes til at gøre ansvar gældende for tidligere indtrådte forureninger. Skal forureneren gøres ansvarlig for sådanne forureninger på grundlag af mbl, må det ske efter mbl § 69, hvilket ifølge samme dom forudsætter, at den ansvarlige kan gøres erstatningsansvarlig for forureningen.

18. Se tillige Miljøstyrelsens Vejledning 2005/6 om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven.
19. Vedrørende den tidligere usikkerhed kan kort anføres, at Miljøklagenævnet i KFE 1994.259 rejste tvivl om, hvorvidt mbl § 41 kunne anvendes på stedfunden forurening. Med præmisserne for domfældelse i U 2001.1709 H opstod imidlertid ny usikkerhed om retsstillingen. Dommen fik Miljøklagenævnet til at skifte praksis i MAD 2002.733, på hvilket grundlag Miljøstyrelsen i MAD 2004.1511 påbød oprydning af forurening med hjemmel i mbl § 41. For kritik af denne praksis se *Pagh:* Juristen, 2002.392 og *Pagh:* UfR 2001B.479.
20. Som andre eksempler på hjemler til denne type påbud kan nævnes: mbl § 30 om påbud om begrænsning af udledning af forurenende stoffer i vandmiljøet, mbl § 42 om påbud til ikke-liste virksomheder om forureningsbegrænsende foranstaltninger og mbl § 72 om påbud om egenkontrol.

Den tidligere usikkerhed kan grundlæggende forklares med at begrebet *»ulovlighed«* i relation til mbl indeholder et element af tvetydighed. I forhold til den enkelte virksomheds aktiviteter er disse lovlige, når der er indhentet de fornødne tilladelser, og vilkårene for disse tilladelser overholdes. Men i forhold til miljømyndigheden vil en uacceptabel forurening fra virksomheden betyde, at myndigheden i forhold til loven er forpligtet til at gribe ind og meddele et påbud. Undlader myndigheden at gribe ind, vil dette efter omstændighederne være ulovlig. Dette ændrer imidlertid ikke ved, at virksomheden ikke begår noget ulovligt, da forpligtelsen til at undgå uacceptabel forurening efter mbl er middelbar og først gælder for virksomheden, efter at myndigheden har meddelt påbud, og der i øvrigt er givet en rimelig frist til at opfylde dette.[21] Udtrykt i forhold til det triangulære retsforhold vil myndighedens manglende meddelelse af et konstitutivt påbud således kunne være ulovligt i forhold til naboer og NGO'er, selv om virksomhedens aktivitet i forhold til myndigheden ikke er ulovlig, før påbud er meddelt og fristen herfor udløbet. Når EU's direktiv 2004/35 om miljøansvar skal være gennemført i 2007, vil myndighedens undladelse af at håndhæve kunne påtales retligt af naboer og NGO'er.

Selv om håndhævelsespåbud efter mbl § 69 kan opfattes som konstaterende, vil det formentlig alene være påbud eller indskærpelse af overholdelse af gældende vilkår, der falder uden for forvaltningslovens afgørelsesbegreb. Årsagen er, at forbud mod videre drift eller påbud om genopretning efter mbl § 69 har sådanne selvstændige retsfølger, at de må anses som afgørelser i forvaltningslovens forstand. Sådanne afgørelser er derfor formentlig omfattet af kravet om varsling i mbl § 75 og af kravet om partshøring i forvaltningslovens § 19.[22]

Ved siden af påbudshjemlen i § 69 er der i mbl § 70 hjemmel til, at myndighederne iværksætter selvhjælp uden forudgående påbud *»i tilfælde af overhængende alvorlig fare for sundheden og i tilfælde, hvor øjeblikkelige indgreb er påkrævet for at afværge væsentlig forurening eller forureningens*

21. Se tillige Miljøstyrelsens Vejledning 2005/6 om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven, hvor påbud efter mbl §§ 41 og 42 fejlagtigt omtales som »administrative håndhævelsesskridt« (p. 9 og eksempel p. 13).
22. Se anderledes *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 342 og 346, hvor også påbud om lovliggørelse anses som en konstaterende retsakt, der falder uden for forvaltningsloven. Jeg har tidligere tilsluttet mig samme opfattelse, *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 361 ff. Inspireret af *Annette Møller-Sørensen:* Administrativ håndhævelse, 2003, p. 214 ff, hvor det overbevisende påvises, at påbud om genopretning har selvstændige retsfølger, har jeg opgivet min tidligere opfattelse.

udbredelse [...] for den ansvarliges regning.« Bestemmelsen kan kun anvendes, hvor forholdet er akut, hvilket f.eks. ikke er tilfældet, hvis myndigheden først reagerer længe efter, at den har fået viden, jf. U 2001.1709 H. Det ligger efter retspraksis tillige fast, at udgiften til indgrebet kun sker for den ansvarliges regning, hvis denne kan anses for erstatningsansvarlig.[23] Tilsvarende vil den ansvarlige efter almindelige erstatningsretlige principper skulle frifindes, hvis udgiften skyldes, at kommunen har tilsidesat sin almindelige tabsbegrænsningspligt, jf. MAD 2001.224 Ø.

Der er efter mbl § 70, stk. 3, udpantningsret for myndighedens udgifter til selvhjælp, medmindre det drejer sig om jordforurening. Der er dog ikke megen realitet i udpantningsretten, hvis den ansvarlige bestrider, der er fornødent ansvarsgrundlag for erstatning, idet en prøvelse heraf vanskeligt kan ske inden for fogedprocessens rammer. Se til illustration MAD 2001.959 V, hvor fogedretten tillige afviste at tillægge det betydning, at afgørelsen var stadfæstet af Miljøstyrelsen på baggrund af indsigelser om, at forureningen ikke var forvoldt culpøst. Sagen angik ganske vist jordforurening og burde alene af den grund være afvist, men den mere principielle begrundelse er relevant i andre sager.

7.5.2 Håndhævelse af jordforureningsloven

Jordforureningsloven ligner mbl, men adskiller sig i ordlyden på enkelte punkter fra mbl. For det første indeholder jfl ikke som mbl § 69 regler om forskellige former for administrative håndhævelse, men begrænser sig til selvhjælp. For det andet omfatter jfl § 68 om administrativ tvangshåndhævelse ved selvhjælp alene regler om tvangshåndhævelse af *påbud*, medmindre der foreligger en akut fare. Dette kan fortolkes på to måder. Den ene er, at der alene kan iværksættes selvhjælp, hvor der efter loven er meddelt et påbud om undersøgelse, oprydning eller afværgeforanstaltninger, hvilket vil sige jfl §§ 9, 40, 41 og 48. Den anden måde er, at selvhjælp i de øvrige tilfælde forudsætter et påbud om lovliggørelse på linje med, hvad der gælder efter mbl. Da reglen efter motiverne skal videreføre systemet fra mbl, må bestemmelsen formentlig fortolkes som mbl § 69. Og som i mbl kan beslutninger om

23. Fra praksis, hvor kommune har krævet erstatning for udgifter til selvhjælp efter mbl § 70, kan nævnes: U 1995.505 H: forsvarsministeriet på grundlag af culpa erstatningsansvarlig for kommunes udgifter til oprydning efter brud på Nato-rørledning; MAD 2000.305 V: nuværende og tidligere ejer solidarisk erstatningsansvarlig for kommunes udgift til oprydning af forurening fra utæt olietank på grundlag af culpa; MAD 2001.154 V og MAD 2001.167: landmand i begge tilfælde erstatningsansvarlig for kommunes udgifter til afværgelse af forurening ved gylleudslip på grundlag af culpa.

tvangshåndhævelse efter jfl § 68 ikke ankes. Udgifter til selvhjælp er efter motiverne til jfl ikke tillagt udpantningsret, og myndighederne har som udgangspunkt ikke adgang til at gennemføre selvhjælp uden retskendelse efter jfl § 57.

7.5.3 Håndhævelse af naturbeskyttelsesloven

Til forskel fra mbl og jfl kræver tvangsmæssig håndhævelse ved selvhjælp efter nbl § 74, stk. 3, at der forud er afsagt dom for påbud om lovliggørelse. Dom for påbud om fysisk lovliggørelse kan enten opnås under straffesag eller ved et selvstændigt civilt søgsmål anlagt af myndigheden. Anlægger myndigheden civil sag, afskæres mulighed for at indtale samme påstand under straffesagen.[24] Det må i forlængelse heraf understreges, at en dom, der stadfæster afslag på retlig lovliggørelse, ikke opfylder betingelserne i § 74, stk. 3. Kun hvis der i samme sag selvstændigt er nedlagt påstand om dom for påbud om fysisk lovliggørelse, vil en sådan dom udgøre det fornødne grundlag. Konsekvensen er med andre ord, at efter en frifindende dom mod Naturklagenævnets afslag på retlig lovliggørelse kræves en ny dom med stadfæstelse af påbud om fysisk lovliggørelse, før en sådan lovliggørelse kan gennemtvinges.[25] Herfra er dog en undtagelse i nbl § 74, stk. 4, der lyder:

»Såfremt et ulovligt forhold frembyder fare for opretholdelsen af tilstanden af et område eller for dyr og planter, der er beskyttet i medfør af loven, og et påbud om at berigtige forholdet ikke efterkommes rettidigt, kan tilsynsmyndigheden umiddelbart lade det nødvendige arbejde udføre på den forpligtedes regning.«

Kravet om dom kan således fraviges ved tvangsmæssig håndhævelse af overtrædelser af nbl, men kun hvis der er fare for, at den beskyttede naturtype eller de beskyttede arter vil lide overlast, hvis en dom skal afventes. Er der allerede sket større skade, vil undtagelsen i § 74, stk. 4, kun kunne bruges, hvis der er risiko for en videre alvorlig udvikling af skaden.

Selv om kravet om dom kan fraviges, vil der i alle tilfælde være krav om, at myndigheden forud meddeler et påbud om lovliggørelse, og fristen for opfyldelse af dette påbud skal være udløbet. Der er således ikke i nbl en bestemmelse, der svarer til reglen om akut fare i mbl § 70, stk. 1, og jfl § 68,

24. Se *Jørgen Mathiassen:* Juristen, 2004.229, hvori der gøres op med Poul Sørensens tidligere antagelse om, at forvaltningen var afskåret fra civilretlig håndhævelse af særlovsovertrædelser, der er strafsanktioneret – se *Poul Sørensen:* Juristen 1968.229. Se tillige *Toftegaard Nielsen:* Miljøret 1, 2006, p. 713 f og *Philbert Nielsen:* Juristen og Økonomen, 1981.1.
25. Se *Pagh:* Når en Højesteretsdom kræver en ny dom – TfM 2005, p. 596.

stk. 2. Er betingelserne i nbl § 73 for selvhjælp opfyldt, vil myndigheden have adgang til ejendom uden retskendelse, jf. nbl § 76, og foranstaltningerne udføres på den forpligtedes regning. På linje med mbl er det ikke muligt at anke tilsynsmyndighedens afgørelse om håndhævelse, jf. nbl § 78, stk. 1, men til forskel fra de ovennævnte love skal påbud om lovliggørelse tinglyses på ejendommen.

7.5.4 Håndhævelse af planloven

Reglerne om håndhævelse af planlovsovertrædelser ligner nbl på den måde, at myndighedernes tvangsmæssige håndhævelse ved selvhjælp efter planlovens § 63 kræver forudgående dom. Men til forskel fra nbl er der ingen undtagelse fra kravet om dom. På linje med nbl er der udpantningsret for myndighedens udgifter til selvhjælp, og påbud om lovliggørelse skal tinglyses. Derimod har miljømyndigheden ikke adgang til ejendom uden retskendelse for at sikre fysisk lovliggørelse af planlovsbeslutninger.

Til forskel fra de øvrige miljølove kan påbud om lovliggørelse efter planloven påklages til Naturklagenævnet, da gyldigheden af sådanne påbud må anses som et retligt spørgsmål og dermed omfattet af planlovens § 58, stk. 1, nr. 4. Hvilken realitet der er i ankeadgangen, er dog uklart, da påbuddet kun kan danne grundlag for tvangsmæssig fysisk lovliggørelse, når der er afsagt dom, og dommeren kan ikke herved være bundet af Naturklagenævnet, ligesom Naturklagenævnet ikke selv kan begære dom for påbuddet.

Da tvangshåndhævelse af påbud efter planloven kræver dom, giver nævnets kompetencebegrænsning anledning til selvstændige processuelle problemer. Anlægges der sag mod Naturklagenævnet for afslag på retlig lovliggørelse efter planloven, har nævnet ikke mulighed for at nedlægge påstand om fysisk lovliggørelse, da dette kræver et påbud, som kun kommunen kan meddele. Selv om Naturklagenævnet i sådanne sager frifindes ved domstolene, mangler der fortsat grundlag for tvangsmæssig håndhævelse, da dette kræver, at kommunen indtræder i sagen med selvstændig påstand om dom for påbud om fysisk lovliggørelse. Det må derfor bero på en misforståelse, når *Boeck* udlægger U 2000.890 H som udtryk for, at lovliggørelsespåbud stadfæstes, da dommen alene stadfæstede afslag på retlig lovliggørelse.[26] Hvor nævnet derimod har stadfæstet et påbud om fysisk lovliggørelse, og den forpligtede anlægger sag for at få afgørelsen underkendt, er stillingen mere usikker. For selv om Naturklagenævnet ikke i disse sager har mulighed for at nedlægge selvstændig påstand for at få dom for det stadfæstede påbud, er dommen udtryk for en realitetsprøvelse af påbuddets gyldighed. Det sidste kan tale for, at en frifindende dom i disse tilfælde skal sidestilles med et ved dom stadfæstet påbud, om end antagelsen er behæftet med usikkerhed. Til illustration kan nævnes U 2000.1832 H, hvor Naturklagenævnet havde stadfæstet påbud om lovliggørelse af et udhus opført i modstrid med lokalplan, og hvor nævnet blev

26. *Boeck:* Planloven med kommentarer, 2002, p. 376.

frifundet i Højesteret. Lægges antagelsen til grund, havde naboen ikke blot tabt sagen, men med sagsanlægget skaffet kommunen et tvangshåndhævelsesgrundlag.

Derimod har Naturklagenævnet efter planlovens § 60, stk. 3, en selvstændig adgang til at kræve byggeri standset, hvis nævnet finder, at den lokale myndigheds tilladelse ikke må udnyttes, før nævnet har truffet afgørelse. Bestemmelsen er begrænset til de tilfælde, hvor den lokale myndighed har meddelt tilladelse, og ses ikke i øvrigt at give Naturklagenævnet adgang til at kræve fysisk lovliggørelse under en sag om retlig lovliggørelse.[27]

Ved afgørelser om fysisk lovliggørelse af planlovsovertrædelser indgår værdispildshensyn og proportionalitetsprincippet med særlig vægt, som det fremgår af U 1986.143 H om Holte Midtpunkt, hvor fysisk lovliggørelse blev afvist, men erstatning blev tilkendt til nabo. Se tillige MAD 1998.925 V, hvor fysisk lovliggørelse i form af nedrivning af ulovligt opført sommerhus ligeledes blev afvist med henvisning til proportionalitetsprincippet.

Til forskel fra de øvrige miljølove indeholder planloven regler om borgernes adgang til håndhævelse af offentligretlige normer. Således anføres i planlovens § 62, stk. 3:

»Overtrædelse af bestemmelser i en lokalplan eller en af de efter § 68, stk. 2, opretholdte vedtægter og planer mv. kan gøres gældende under et civilt søgsmål mod den, der har begået overtrædelsen eller har ansvaret for den ulovlige tilstands opretholdelse. Dette gælder dog ikke søgsmål om lovliggørelse, når dispensation er meddelt efter reglerne i §§ 19 eller 40.«

Det fremgår af motiverne til kommuneplanloven, at bestemmelsen gør det muligt for naboer og andre borgere med fornøden retlig interesse at håndhæve lokalplaner. Denne adgang til privat håndhævelse af lokalplaner blev begrundet med, at byplanlovgivningen i stigende grad fortrænger naboretten og de privatretlige servitutter, hvorfor det fandtes ønskeligt at sikre borgerne mulighed for at håndhæve de offentligretlige regler.[28] Værdien af denne håndhævelsesadgang kan dog diskuteres, idet håndhævelse må anses for afskåret, hvis kommunen efterfølgende lovliggør forholdet ved vedtagelse af ny lokalplan. Det sidste kan forklare, hvorfor bestemmelsen så vidt ses ikke er benyttet. Forbeholdet for §§ 19 og 40 er i øvrigt uden meningsindhold, da der i kraft af dispensationen netop ikke kan være tale om et ulovligt forhold.

27. Se tillige *Pagh:* Håndhævelsens labyrint i TfM 2005, p. 208 med kommentar til MAD 2005.759.
28. FT 1974/-5, A, sp. 2825.

Når bortses fra en specialbestemmelse i fiskerilovens § 34, er dette så vidt ses det eneste eksempel på en udtrykkelig hjemlet ret til privat håndhævelse af offentligretlige miljøregler, men så vidt ses har bestemmelsen indtil nu ikke været anvendt og er i de fleste tilfælde overset i den miljøretlige litteratur.

7.5.5 Sammenfattende om håndhævelsen af miljølove

Kendetegnende for håndhævelsen af de fire ovennævnte miljølove er, at der er specielle regler om, hvilken fremgangsmåde miljømyndighederne skal anvende over for ulovlige forhold, om adgang til ejendom og om udpantningsadgang for selvhjælp. I planloven og nbl er tillige specielle regler om tinglysning og særlige krav om, at fysisk tvangshåndhævelse som hovedregel kræver dom. Havde gennemgangen omfattet andre miljølove, ville der forekomme varianter af ovenstående, men det generelle kendetegn er, at der lovgivningsmæssigt er taget stilling til fremgangsmåden ved administrativ håndhævelse.

Et andet generelt kendetegn er, at der består en pligt for den lokale myndighed til at reagere på ulovlige forhold (når bortses fra bagateller). Hvilke reaktioner der skal iværksættes, er derimod som udgangspunkt overladt til den lokale myndighed. Ganske vist kan kommunaltilsynet påtale manglende håndhævelse og har i enkelte tilfælde fået pålagt kommunalbestyrelsesmedlemmer strafansvar for passivitet på grundlag af kommunestyrelseslovens § 61.[29] Men dette ændrer ikke ved, at efter de gældende regler må det stå kommunalbestyrelsen frit, om den vil anvende administrative tvangsmidler eller overgive sagen til politiet.

Når det gælder valg af administrative tvangsmidler, vil myndigheden være begrænset af proportionalitetsprincippet, hvorfor det sjældent vil kunne bebrejdes myndigheden, at den har valgt et mindre indgribende middel. I praksis er det ikke ualmindeligt med gentagne henstillinger og aftaler.[30] I en enkelt nyere afgørelse – MAD 2005.296 – har kommunaltilsynet dog udtalt, at henstillinger kun kan anvendes én gang.

Med undtagelse af adgangen til privat håndhævelse af lokalplaner efter planlovens § 62, stk. 3, er det et generelt kendetegn, at håndhævelsen alene

29. Se Skive Rets dom af 17/6 1992 (SS 101/1990), hvor flere kommunalbestyrelsesmedlemmer idømt bøde for ikke at reagere på forvaltningens oplysning om en ulovlig spildevandsudledning. Se tillige U 1993.482 H, hvor to kommunalebestyrelsesmedlemmer blev idømt bøder på 5000 kr. for ulovligt at meddele dispensation fra lokalplan til byggeri, men disens. Se hertil *Toftegaard Nielsen:* Miljøretten I, 2000, p. 495 og Miljøretten 1 (2. udg.) 2006, p. 742 f.

30. Se dog *Boeck:* Planloven med kommentarer, 2002, p. 416.

tilkommer de lokale myndigheder. Sammenholdes med Århus-konventionens regler, om at borgerne har krav på håndhævelse af miljølovene, er det forholdsvis åbenbart, der er et problem. Et problem, der yderligere forstærkes af, at naboer og miljøorganisationer efter miljøansvarsdirektivet har krav på at kunne efterprøve, om myndighedens påbud om genopretning er tilstrækkeligt.

7.6 Retssikkerhedsloven og forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb

Forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb og borgernes oplysningspligt over for forvaltningen må imidlertid også anskues fra en anden vinkel, nemlig hensynet til den forpligtede forureners eller ejers retssikkerhed ved forvaltningens administrative retshåndhævelsesskridt. Problemet er, at forvaltningens beslutninger om tvangsindgreb kun i begrænset omfang dækkes af forvaltningsloven.

Hvis tvangsindgreb derimod iværksættes som led i den strafferetlige håndhævelse, giver retsplejelovens regler den sigtede en forholdsvis stærk beskyttelse. Ransagning kræver efter retsplejelovens § 796 som udgangspunkt dommerkendelse, som kun gives, hvis der er bestyrket mistanke. Tilsvarende har den sigtede ikke pligt til at udtale sig og har krav på at blive oplyst herom efter retsplejelovens §§ 750 og 752. Hvis tvangsindgreb i stedet iværksættes af miljømyndigheden, er udgangspunktet derimod, at myndigheden i de fleste tilfælde har adgang til ejendom uden retskendelse, og at forureneren er forpligtet til at bidrage til sagens oplysning og endog kan pålægges egenkontrol.

For delvis at udligne denne forskel mellem retsbeskyttelsen ved anvendelse af tvangsmidler som led i den strafferetlige henholdsvis administrative efterforskning efter særlovgivningen vedtog Folketinget i 2004 lov om retssikkerhed ved forvaltningens anvendelse af tvangsindgreb og oplysningspligter – i det følgende *retssikkerhedsloven* – der med enkelte modifikationer gennemførte Retssikkerhedskommissionens betænkning 1428/2003.

Problemstillingen var overvejet allerede i betænkning 1039/985 om tvangsindgreb uden for strafferetsplejen. Betænkningen mundede ikke ud i noget lovforslag, men anbefalede, at det inden for de enkelte områder af særlovgivningen mere indgående blev overvejet, om tvangsindgreb var nødvendig. Om risikoen for misbrug af den lempede adgang til tvangsmidler efter særlovgivningen, når der var tale om et strafbart forhold, udtalte udvalget, at den omstændighed, at der foreligger en mistanke om et strafbart forhold, og forholdet er anmeldt til politiet, ikke bør være til hinder for, at myndighederne fortsat gennemfører til-

syn, således at de tilsynsmæssige beføjelser alene udelukkes i det forhold, som der er indgivet anmeldelse om. Spørgsmålet kom på ny op i en forespørgselsdebat i Folketinget i 1997 på grundlag af en redegørelse fra Justitsministeriet, der anbefalede, at man fremover ved den lovtekniske gennemgang af lovforslag skulle undgå unødige bestemmelser om tvangsindgreb (FF 1996-97, s. 3021-28), hvilket opnåede almindelig tilslutning (FF 4216-53). Formentlig som en udløber af denne tilkendegivelse, blev der i jfl § 57 indført begrænsninger af adgangen til ejendom uden retskendelse, og hjemlen til påbud om undersøgelsespligt i jfl § 40 blev i motiverne ledsaget af et forbehold for, at sådanne påbud ikke måtte være i modstrid med forbuddet mod selvinkriminering (FT 1998-99, A, s. 4324).

Retssikkerhedsloven angår i hovedsagen to spørgsmål, nemlig husundersøgelser og selvinkriminering. Herudover præciserer lovens § 2, at ethvert tvangsindgreb fra forvaltningen er omfattet af proportinalitetsprincippet, hvilket alene må anses som en kodificering af gældende ret.

Bestemmelserne om ***husundersøgelser*** har alene betydning, hvor miljømyndighederne foretager tilsyn under tag, og angår derfor ikke miljøtilsyn på udendørs aktiviteter. For husundersøgelser sondrer loven mellem, om den fysiske eller juridiske »med rimelig grund mistænkes for at have begået en strafbar lovovertrædelse« eller ej. Foreligger der ikke en sådan begrundet mistanke, skal miljømyndigheden ved gennemførelse af tilsynet overholde reglerne i retssikkerhedslovens kapitel 3. Disse kan kort sammenfattes således: Efter lovens § 3 er beslutning om iværksættelse af tilsyn omfattet af forvaltningslovens regler om inhabilitet, vejledning, bisider, aktindsigt og begrundelsespligt. Der er efter § 4 notatpligt om de oplysninger, der er baggrund for tilsynet, og der er efter § 5 krav om forudgående underretning om tilsyn, medmindre formålet med tilsynet herved fortabes. Miljømyndigheden skal efter § 6 vise legitimation, og tilsynet skal efter § 7 gennemføres så skånsomt som muligt. Konstateres der under tilsyn ulovligheder, skal der efter § 8 udarbejdes rapport, som skal tilgå den ansvarlige for virksomheden. Det sidste er en delvis analog til forvaltningslovens § 19's krav om partshøring. Det skal understreges, at disse regler gælder i alle de tilfælde, hvor en miljømyndighed gennemfører tilsyn, og er uafhængige af, om der i den pågældende miljølov er adgang til ejendom uden retskendelse.

Såfremt der er begrundet mistanke om et strafbart forhold, begrænses miljømyndighedernes tilsyn af de særlige regler i retssikkerhedslovens § 9. Hovedreglen er efter § 9, stk. 1, at i disse tilfælde »kan tvangsindgreb over for den mistænkte med henblik på at tilvejebringe oplysninger om det eller de forhold, som mistanken omfatter, alene gennemføres efter reglerne i retsplejeloven om strafferetsplejen«, medmindre den mistænkte frivilligt giver skriftligt samtykke. Herfra er dog en undtagelse i § 9, stk. 2, hvorefter § 9, stk. 1, ikke gælder, »hvis tvangsindgrebet gennemføres med henblik på at tilveje-

bringe oplysninger til brug for behandlingen af andre spørgsmål end fastsættelse af straf«.

De særlige regler i § 9 gælder efter motiverne ved politianmeldelse, eller når myndigheden har en viden, der svarer til en politianmeldelse. Men det fremgår samtidig af § 9, stk. 2, at reglerne alene angår tilsyn, som angår det strafbare forhold, der er mistanke om. Hvordan det sidste skal fortolkes, giver anledning til betydelig tvivl. Fortolkes undtagelsen udvidende, vil begrænsningen i § 9, stk. 1, ikke berøre miljømyndighedens generelle tilsyn med virksomheder, selv om det kan betyde, at det generelle tilsyn udnyttes til at indsamle oplysninger om det mistænkte forhold. Fortolkes undtagelsen indskrænkende, vil miljømyndigheden være forpligtet til at tilrettelægge det generelle tilsyn på en måde, hvor det mistænkte forhold unddrages tilsynet. Lægges der vægt på lovens formål, taler dette for en indskrænkende fortolkning, men foreløbig savnes domme, der tager stilling til spørgsmålet.[31]

Problemet med selvinkriminering er begrænset til de tilfælde, hvor en persons oplysningspligt udnyttes i den strafferetlige efterforskning, da dette kan komme i konflikt med EMRK artikel 6 om retfærdig rettergang. Her er der i retssikkerhedslovens § 10 valgt en løsning, som går videre end Menneskerettighedsdomstolens praksis. Hovedreglen fremgår af § 10, stk. 1, hvorefter lovgivningens krav om oplysningspligt ikke gælder, hvis der er konkret mistanke om, at en fysisk eller juridisk person har begået en lovovertrædelse, der kan medføre straf, medmindre det kan udelukkes, at de oplysninger, som søges tilvejebragt, kan have betydning for bedømmelsen af den formodede lovovertrædelse. Med § 10, stk. 2, er beskyttelsen udvidet til også at omfatte ansatte på en virksomhed. Og efter § 10, stk. 3, skal myndigheden oplyse den mistænkte om, at denne grundet mistanken ikke er forpligtet til at give oplysninger. Undtagelsen er ganske snæver, da den opstiller en formodningsregel, hvorefter det påhviler myndigheden at godtgøre, at de påbudte oplysninger ikke har betydning for det strafbare forhold. Dette betyder i praksis, at de krav om egenkontrol, der måtte være indeholdt i en miljøgodkendelse, vil bortfalde for den del, der er omfattet af en konkret mistanke om ulovlige forhold – og at myndigheden skal underrette virksomheden herom. Samtidig be-

31. Miljøstyrelsen har i Vejledning 2005/7 om anvendelse af retssikkerhedsloven på miljøområdet givet styrelsens bud på, hvordan retssikkerhedsloven skal fortolkes. Her antages bl.a., at § 9, stk. 2, nærmest får karakter af hovedregel (p. 22). Vejledningen må dog anses helt uforbindende, da Retssikkerhedsloven ikke tillægger styrelsen en sådan beføjelse – og den anførte udlægning må bl.a. ses i lyset af Miljøministeriets generelle modstand mod retssikkerhedslovens regler.

virker reglen, at det ikke vil være muligt at meddele påbud om egenkontrol eller forureningsundersøgelser efter mbl § 72 eller jfl § 40.

Konsekvensen af retssikkerhedslovens § 10 er dermed, at det ikke længere er forureneren, der har omkostningerne ved egenkontrol, når myndigheden har konkret mistanke. Begrundet i forureneren betaler-princippet er der derfor i mbl §§ 70 a og 70 b indført en særlig regel, hvorefter miljømyndigheden i disse tilfælde kan iværksætte de nødvendige undersøgelser for den ansvarliges regning med udpantningsadgang, idet afgørelse herom dog kan påklages med opsættende virkning, jf. mbl § 95, stk. 4.[32]

7.7 Hvem er pligtsubjekt efter miljølovene

Hvem der er det forpligtede retssubjekt efter miljølovene, giver til tider anledning til selvstændige problemer. For selv om miljølovene naturligvis gælder for enhver, vil det ikke være enhver, der kan pålægges pligter efter miljølovene, men kun den eller dem, der efter loven er ansvarlig for det pågældende forhold.

Efter mbl og jfl er det *forureneren*, der på grundlag af forureneren betaler-princippet er den ansvarlige. Er det nødvendigt at kræve forureningsbegrænsning eller egenkontrol fra en virksomhed, må påbud rettes til den fysiske eller juridiske person, som driver virksomheden. Så langt er sagen ukompliceret.

Problemerne opstår, hvis der skal meddeles påbud om genopretning af en forurening på virksomheden, og den ansvarlige forurener har overdraget virksomheden til en ny operatør. Her kan den nye operatør normalt ikke holdes ansvarlig, da denne ikke er ansvarlig.[33] Omvendt kan heller ikke den ansvarlige forurener normalt holdes ansvarlig, da denne ikke har retlig rådevne over påbuddets genstand, jf. KFE 1993.300. For at løse disse problemer er der i jfl. § 44 og mbl § 83 a indført en særlig regel om, at påbud alligevel kan meddeles til den forpligtede, idet der er hjemmel til at meddele tålepåbud til ejeren.

32. Tilsvarende regler i havmiljølovens § 45 a, vandforsyningslovens §§ 65(5) og 67(2) og jordforureningslovens §§ 73 a og 73 b.
33. I jfl § 45 er dog indført en særlig regel om, at en ny operatør kan hæfte for et påbud meddelt til den tidligere operatør, hvis den nye operatør var i ond tro om påbuddet ved aftalens indgåelse og driver virksomheden videre. Se hertil *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 294 ff.

Gyldigheden af disse tålepåbud forudsætter dog i praksis, at ejeren samtykker, da indgrebet i modsat fald ofte vil være ekspropriativt.[34]

Et andet problem opstår, hvor der er tale om flere uafhængigt ansvarlige for en forurening, og der skal meddeles påbud om genopretning. Problemet er, at handlepligt vanskeligt kan deles, og der i hvert fald som udgangspunkt ikke er solidarisk ansvar for offentligretlige forpligtelser.[35]

For at løse disse problemer er der i jfl § 43 indført en særlig regel om, hvordan myndighederne skal meddele påbud ved flere forurenere. I korthed går disse regler ud på, at der som udgangspunkt gælder et pro rata ansvar, således at forureneren kun kan påbydes undersøgelser og oprydning i forhold til forurenerens bidrag til forureningen. Kan flere forurenere ikke blive enige, kan påbud efter jfl § 43, stk. 3, meddeles til den, der har bidraget mest, som herefter kan gøre regres mod de øvrige. Må det lægges til grund, at forurenerne ligeligt har bidraget til forureningen, er det den nuværende ejer, og ellers er det den, der sidst ejede den forurenede ejendom, som er påbudsadressat. Opfylder ingen betingelserne, må påbud efter jfl opgives, hvorefter myndighederne i stedet må søge at gøre erstatningsansvar gældende.[36] Det er dog ikke altid, at myndighederne er opmærksomme på denne begrænsning, jf. MAD 2005.1737, hvor Miljøstyrelsen stadfæstede undersøgelsespåbud til en virksomhed, selv om der kunne være flere forurenere.

Et tredje problem opstår i relation til påbud efter jfl § 48 om undersøgelse og oprydning ved jordforurening fra villaolietanke. Problemet er, at efter jfl § 48 er det alene olietankens ejer, der kan være påbudsadressat, hvilket eksempelvis var overset i Miljøstyrelsens afgørelse i MAD 2005.1751, hvor Miljøstyrelsen stadfæstede påbud efter jfl § 48 til vognmand, som ved påfyldning havde forvoldt en olieforurening. Der er ikke tvivl om, at påbud kunne meddeles, men det skulle ske efter jfl §§ 40 og 41.

Et selvstændigt problem kan opstå ved jernbanestationer, som det fremgår af Miljøstyrelsens afgørelse i MAD 2005.1774 vedrørende luft- og støjforurening på Nørreport. Miljøstyrelsen meddelte påbud efter mbl § 42 om af-

34. Se *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 290 med henvisning til motiverne.
35. Anderledes antager *Refn Wenzel og Bruhn Knudsen*, at der ikke alene er mulighed for at meddele påbud til flere, når de hver især har den fornødne rådighed til at opfylde påbuddet, men at der tillige gælder en soldarisk pligt til at opfylde påbud efter mbl (*Refn Wenzel og Bruhn Knudsen:* Forurenet jord, 2001, p. 94 f). Så vidt ses er den eneste støtte til antagelsen domme om erstatningsansvar som MAD 2005.305 V samt enkelte afgørelser fra Miljøstyrelsen, der på andet grundlag blev underkendt.
36. Se nærmere *Pagh:* Jordforureningsloven med kommentarer, 2000, p. 274 og *Bjerring og Møller:* Miljøbeskyttelsesloven med kommentarer, 1998, p. 691 f.

hjælpende foranstaltninger og gjorde Trafikstyrelsen (som ejer af Nørreport), Banedanmark (som ejer af skinnerne) og DSB (som ejer af lokomotiverne) solidarisk ansvarlige for opfyldelse af påbuddet. Hertil må for det første bemærkes, at der næppe er en sådan adgang til at gøre påbudsadressater solidarisk ansvarlige for opfyldelse af påbud, der indeholder handlepligter, som flere af adressaterne helt eller delvist er afskåret fra at opfylde. For det andet forekommer det ikke under mbl § 42 muligt at stille påbud til DSB som lokomotivejer, da påbud efter § 42 angår forurening, som udgår fra fast ejendom, og ikke forurening i almindelighed fra mobile anlæg.

Efter planloven og nbl er der derimod valgt en enkel model, idet det er den enhver tid værende ejer, der er ansvarlig for, at der ikke på ejendommen forekommer et ulovligt forhold efter de to love. Efter planloven giver dette ikke problemer. Derimod kan bestemmelsen give problemer efter nbl, hvis E på sin landejendom spreder gylle, og dette ændrer den hidtidige tilstand af en beskyttet naturtype efter nbl § 3 (f.eks. en mose) på N's naboejendom. Efter lovens ordning er det nemlig N – og ikke E – der er ansvarlig for bringe det ulovlige forhold i orden. Men det vil næppe være muligt at få nogen domstol til at dømme N. Omvendt er det tvivlsomt, om det er muligt at gøre E ansvarlig, og det må i alle tilfælde udelukkes, at E kan pålægges fysisk at lovliggøre forholdet, da E ikke har den fornødne retlige rådeevne over N's ejendom, jf. ovf. om oprydning på fremmed grund.

7.8 Middelbare og umiddelbare regler

I den praktiske håndhævelse af miljøretten er det vigtigt at sondre mellem umiddelbare regler og middelbare regler i miljølovgivningen. *Umiddelbare regler* indebærer, at en given handling i sig selv er en overtrædelse af en lov eller en bekendtgørelse. Derimod indebærer de *middelbare regler*, at der først kan blive tale om en overtrædelse, når miljømyndigheden har truffet en afgørelse.

De *umiddelbare regler* i miljølovgivningen kan inddeles i to grupper. Den ene er, hvor overtrædelsen består i, at der ikke forud er indhentet en tilladelse fra miljømyndigheden, dvs. overtrædelsen er kædet sammen med en kompetencenorm. Eksempler herpå er forbuddet mod at etablere listevirksomhed uden miljøgodkendelse i mbl § 33, forbuddet mod at ændre en beskyttet naturtype uden dispensation i nbl §§ 3 og 65, forbuddet mod byggeri m.v. uden landzonetilladelse efter planlovens § 35 og forbuddet mod at iværksætte lokalplanpligtigt byggeri uden lokalplan efter planlovens § 13, stk. 2. Overtrædes disse vilkår vil der foreligge et ulovligt forhold.

Den anden gruppe af umiddelbare regler i miljølovgivningen er regler, som angiver handlinger eller undladelser, der i sig selv er ulovlige og ikke er kædet sammen med en kompetencenorm. Eksempler på sådanne regler er den ansvarliges pligt til straks at anmelde uheld efter mbl § 71, ejerens pligt til at anmelde kendskab til en jordforurening efter mbl § 21 og pligten til at standse byggeri, hvis der opdages en ny forurening efter jordforureningslovens § 71.

Når der er grund til at sondre mellem de to grupper, skyldes det, at der i relation til genopretning af det ulovlige forhold opstår forskellige problemer. I de førstnævnte eksempler opstår der ikke problem med en ulovlig tilstand, da der er tale om enkeltstående retsbrud. Spørgsmålet om håndhævelse begrænser sig derfor til fastsættelse af passende sanktion. Hvor overtrædelsen derimod består i ikke at indhente en tilladelse, må det tillægges afgørende vægt, om en tilladelse var blevet meddelt, hvis der var søgt forud. Er dette tilfældet, må overtrædelsen sanktioneres med passende straf, idet forholdet efterfølgende kan retligt lovliggøres. Et muligt krav fra myndigheden på erstatning for udgifter til at bringe den ulovlige tilstand, vil derfor være begrænset til de tilfælde, hvor der ikke er grundlag for retlig lovliggørelse. I de førstnævnte eksempler opstår ikke problemer er problemet imidlertid ikke lovliggørelse af det, at

De middelbare regler i miljølovgivningen kan ligeledes inddeles i to grupper. Den ene er, hvor miljømyndigheden i en tilladelse har fastsat forskellige vilkår. Overtrædes disse vilkår, er der tale om et ulovligt forhold. Når reglen kan betegnes som middelbar, er det, fordi det er tilladelsens nærmere indhold, der afgrænser, hvad der må anses som ulovligt. Den anden gruppe af regler er de tilfælde, hvor en tilstand eller et forhold ikke i sig selv er ulovlig, men bliver ulovlig som følge af myndighedens beslutning. Typiske eksempler er påbud om oprydning af jordforurening efter jfl § 41 og påbud om forureningsbegrænsning efter mbl § 41 eller mbl § 30. I disse tilfælde vil den ulovlige tilstand først indtræde, når den i påbuddet fastsatte frist er udløbet. Et andet eksempel er forbud efter planlovens § 14, der dog alene vil have retsvirkning for fremtidige ændringer.

KAPITEL 8

Miljøprocessen

Miljøprocessen sigter til de processuelle rammer, der gælder for domstolenes samt Miljøklagenævnets og Naturklagenævnets behandling af klagesager. Miljøprocessen handler om, hvem der i miljøsager kan klage henholdsvis anlægge sag, hvilke spørgsmål der kan indbringes, hvilke frister der er for klage eller sagsanlæg, hvilke formkrav der er, hvordan sagen behandles, hvilke muligheder der er for foreløbige retsmidler, hvilken retskraft afgørelsen eller dommen har – og for retssager yderligere, hvem sag skal anlægges imod. Når der er behov for at belyse disse regler i et særligt kapitel, er det begrundet med, at processen i miljøsager i et vist omfang afviger fra de almindelige regler for administrativ rekurs og sagsanlæg ved domstolene. Både procesadgangen, procesmidlerne, reglerne for sagens oplysning og retskraften af afgørelser eller domme i miljøsager frembyder en række særtræk, der ikke tidligere samlet er behandlet i dansk juridisk teori.[1]

Grundlæggende hænger disse særtræk sammen med det triangulære retsforhold, der kendetegner den overvejende del af miljøsagerne med en myndighed og to mere eller mindre stridende private parter. Det er ovenfor i kapitel 6 belyst, hvordan det triangulære retsforhold har indflydelse på den privat-

1. Derimod er delemner af miljøprocessen som administrativ rekurs, søgsmålskompetence, rette sagsøgte og søgsmålsfrist i miljøsager taget op i teorien. Se f.eks. *Basse:* Miljøankenævnet, 1987 (disputats); *Toftegaard Nielsen:* UfR 2000B.319; *Toftegard Nielsen og Basse:* Danske procesregler, retsprincipper og retsmidler af betydning for gennemtvingelsen i Basses Antologi Håndhævelse af miljølovgivningen, 1997, p. 215 ff.; *Toftegaard Nielsen:* Kontrol og håndhævelse ved domstolene, Miljøretten 1, 2006, p. 707 ff; *Basse:* Overvågning og rekurs, Miljøretten 1, p. 617; *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 483 ff. ; *Moe:* UfR 2002B.156 og *Pagh:* UfR 2002B.247. Inspirationen til den foreliggende fremstilling er det svenske to binds værk af *Henrik Lindblom:* Miljöprocess, 2001, hvori der gives en samlet belysning af, hvordan og hvorfor miljøprocessen rejser en række principielle problemer på processens kerneområder. For anmeldelse af værket se, *Pagh:* UfR 2002B.313.

retlige miljøret. I kapitel 7 er omtalt, hvordan det triangulære retsforhold påvirker sagsbehandling og håndhævelse i første instans. Hertil kommer, at der med Århus-konventionen om borgernes rettigheder fra 1998 ikke alene er indført udvidet adgang til aktindsigt om miljøspørgsmål og udvidet ret til deltagelse i beslutninger på miljøområdet, som anført i afsnit 4.4. Konventionen indeholder tillige specielle regler for borgerne adgang til at håndhæve disse rettigheder inkl. regler om adækvate retsmidler og krav om, at borgerne skal have adgang til at håndhæve miljølovsovertrædelser, uanset om overtrædelsen begås af offentlige myndigheder eller private virksomheder/borgere. Dermed tilføjer Århus-konventionen i kraft af EU's ratifikation yderligere en dimension til, hvordan det triangulære retsforhold påvirker sagsgang ved klagenævn og domstole.

Selv om der er betydelige forskelle på, hvilke regler der gælder for klagenævn og domstole, er der det fælles træk, at hverken klagenævn eller domstole behandler sager af egen drift. Kun hvis en klageberettiget borger eller myndighed klager over en afgørelse, som klagenævnet har kompetence til at afgøre, træder klagenævnet i funktion.[2] Tilsvarende handler domstolene først, når der er anlagt retssag af en borger eller myndighed. Og domstolens realitetsbehandling af påstanden forudsætter, at sagen ikke afvises på grund af manglende søgsmålskompetence eller andre formalitetsindsigelser.

Men herudover er der så betydelige forskelle mellem de processuelle rammer ved klagenævn og domstole, at de må behandles hver for sig. Dette underbygges yderligere af, at søgsmål ved domstolene frembyder selvstændige vanskeligheder, hvor det drejer sig om afgørelser truffet af klagenævn.

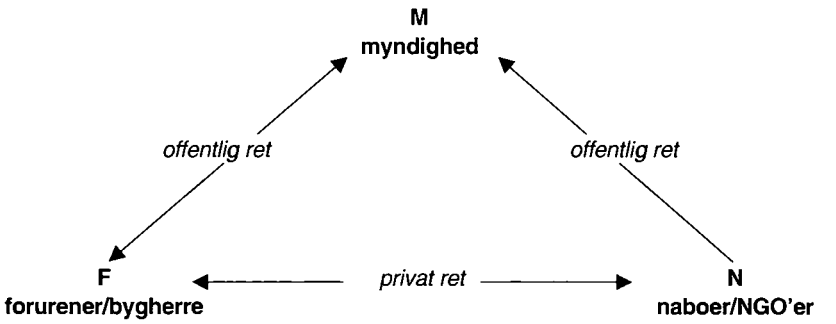
Fremstillingen er overordnet inddelt i fire dele. Først redegøres for trekantens parter, hvor de principielle processuelle problemer, der knytter sig til det triangulære retsforhold belyses. Herefter belyses Århus-konventionens krav til borgernes adgang til domstole eller uafhængige organer. De sidste to afsnit behandler i nævnte rækkefølge processen ved klagenævn og civile miljøsager ved domstolene. Derimod er det opgivet at medtage selvstændige afsnit om

2. Se dog MAD 2005.1799, hvor Naturklagenævnet gav dispensation fra naturbeskyttelseslovens § 3 til vandindvinding på Fanø med baggrund i anmodning fra kommunen, uden at der forelå en afgørelse i første instans. Afgørelsen var så vidt vides baseret på, at det tidligere Overfredningsnævn havde reserveret sig selv kompetencen til at meddele sådanne dispensationer. Denne begrundelse holder næppe, da Naturklagenævnet herved tiltager sig ikke lovhjemlet kompetence. Hvis amtet havde meddelt en ikke påklaget dispensation fra nbl § 3, kunne en efterfølgende vandforsyningstilladelse i øvrigt være indbragt for Miljøklagenævnet.

miljøstraffesager og traksationsprocessen, hvor der må henvises til andre fremstillinger.[3]

8.1 Trekantens parter

Miljøprocessens særtræk hænger som nævnt sammen med, at miljøsager ofte kendetegnes ved et triangulært retsforhold. Myndigheden **M** er placeret i spidsen af trekanten. I trekantens venstre hjørne er placeret den virksomhed eller bygherre **F**, der repræsenterer den aktivitet eller arealdisposition, som **N** (naboer eller NGO'er) i trekantens højre anser for bebyrdende. Uanset hvilken afgørelse myndigheden træffer, vil enten **F** eller **N** opfatte udfaldet som mere eller mindre bebyrdende og modparten opfatte afgørelsen som mere eller mindre begunstigende.



Til illustration kan nævnes to eksempler: **F** driver et støjende savværk, der generer naboerne **N**, som derfor ønsker, at kommunen som miljømyndighed **M** griber ind med påbud over for **F**. Får **N** helt eller delvis medhold hos myndigheden **M**, vil afgørelsen være bebyrdende for **F**, der herved får udgifter til støjafskærmning. Afslår myndigheden **M** omvendt at gribe ind, vil det være begunstigende for **F**, men bebyrdende for **N**, der dog har mulighed for at kræve erstatning fra **F**, hvis den naboretlige tålegrænse er overskredet. Det andet eksempel er, at **F** søger myndigheden **M** om tilladelse til at opføre en

3. For miljøstrafferetten må især henvises til *Toftegaard Nielsen:* Miljøretten 1, 2006, p. 724 ff vedrørende tvangsbøder og p. 739 vedrørende straffesager. Se tillige *Moe m.fl.:* Miljøret, 2005, p. 353 ff og *Revsbech:* Lærebog i miljøret 2002, p. 441 ff. Vedrørende taksationsprocessen henvises til *Friis-Jensen:* Miljøretten 1, 2006, p. 84 ff.

bygning, der vil genere **N**'s udsigt. Giver **M** tilladelse til **F**, vil det være bebyrdende for **N**. Afslår **M** omvendt byggetilladelse, vil det være bebyrdende for **F**, men begunstigende for **N**.

Selv om afgørelsen i begge eksempler har umiddelbare retsfølger for **F** og **N**, er det ikke primært disse to parters specielle interesser, der bestemmer udfaldet af **M**'s afgørelse, men derimod de kriterier og den afvejning, der følger af den lovregel, der udgør hjemlen for **M**'s afgørelse. Selv om myndigheden **M** i trekanten er placeret mellem de to parter, har **M** hverken domsmyndighed eller mæglingsfunktion, men skal som myndighed varetage hensynet til almenvellet ved anvendelse af gældende regler. **M** er derfor ledet af hensyn, der principielt hverken er sammenfaldende med **N** eller **F**. De modsvarende processuelle aspekter af den triangulære retsforhold tager udgangspunkt i, at dette kan give anledning til fire tvister.[4]

F → M: er F utilfreds med M's afgørelse, kan F søge at få afgørelsen omgjort ved klage eller sagsanlæg ved domstolene. Indebærer omstændighederne, at en omgørelse af afgørelsen i praksis er virkningsløs, kan F søge at gøre erstatningsansvar gældende mod M, hvilket f.eks. kan være relevant, hvis F's virksomhed er lukket, længe før der træffes afgørelse.

N → M: er N utilfreds med M's afgørelse, kan N søge at få afgørelsen omgjort ved klage eller sagsanlæg ved domstolene. Indebærer omstændighederne, at en omgørelse er umulig, kan N søge at gøre erstatningsansvar gældende mod M, hvilket f.eks. kan være relevant, hvis M i modstrid med lokalplan har givet F en byggetilladelse, der ikke længere kan tilbagekaldes.

M → F: finder M, at F overtræder loven ved f.eks. at drive listevirksomhed uden miljøgodkendelse eller ved at overtræde vilkår kan M søge loven/afgørelsen håndhævet ved sag mod F. Dette kan ske ved at M anlægger civilt søgsmål mod F. Men det kan også ske ved, at M indgiver politianmeldelse, hvorefter det er op til anklagemyndigheden, om der skal rejses tiltale.

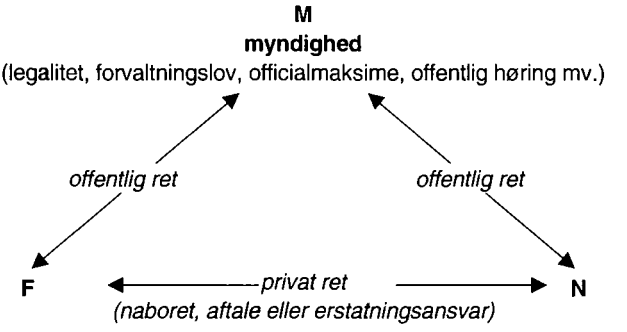
N → F: finder N, at F's aktiviteter påfører N ulemper, der overskrider den naboretlige tålegrænse, kan N anlægge sag mod F, men vil dog kun

4. På forhånd må det udelukkes, at M kan anlægge sag mod N for at få N forpligtet til at acceptere, at M vil godkende aktiviteter hos F, der påfører N ulemper. Om en sådan sag skal rejses, er op til N. F kan næppe heller ved sagsanlæg få dom for, at N må tåle bestemte ulemper. Om en sådan tvist overhovedet skal føres, er ligeledes op til N. Er der tale om sagsanlæg vedrørende kontrakt, vil sagsanlæg kunne rejses af begge parter.

kunne kræve erstatning, hvis F's aktiviteter har opnået de nødvendige offentlige godkendelser.

I de tre første tvister (***F*** → ***M***, ***N*** → ***M*** og ***M*** → ***F***) er prøvelsesgrundlaget legalitet – dvs. om myndigheden har holdt sig inden for den i loven hjemlede bemyndigelse og iagttaget kravene til sagsbehandling. Derimod vil prøvelsesgrundlaget i tvister mellem de private parter (***N*** → ***F***) være enten naboret og erstatningsansvar uden for kontrakt eller aftale, hvilket f.eks. er relevant ved køb af forurenede ejendomme. I alle tilfælde bedømmes tvister mellem N og F efter privatretlige regler. Der vil dog kunne være behov for at tage stilling til retskraften af M's afgørelse, hvis og i det omfang denne tillægges præjudice for det privatretlige forhold mellem N og F. En oversigt over forskellen på det normative grundlag for tvisten er vist i nedenstående figur.

Oversigt over det normative grundlag for miljøretlige tvister



De to første tvister (**F** → **M** og **N** → **M**) angår gyldigheden af en myndigheds afgørelse (f.eks. påbud), overholdelse af en generel regel (f.eks. krav om landzonetilladelse) eller myndighedens pligt til at håndhæve. Den tredje tvist (***M*** → ***F***) angår forudsætningsvis myndighedens håndhævelse af en offentligretlig norm. Er normen strafsanktioneret, kan dette ske ved straffesag rejst af anklagemyndigheden, hvor udfaldet alene har betydning for tiltalte F. Efter rettens accept er det dog muligt for forvaltningsmyndigheden M i straffesagen at rejse erstatningskrav, der er en direkte følge af lovovertrædelsen. Om straffesag skal indledes, er imidlertid ikke op til forvaltningsmyndigheden M, men afgøres alene af anklagemyndigheden. Hvis F har handlet erstatningspådragende, kan M ved civilt søgsmål kræve erstatning, i det omfang M herved

har lidt et erstatningsretligt værnet tab, jf. U 2001.1709 H, hvor dommens direkte følger ligeledes begrænses til parterne. Men M kan formentlig også ved civilt søgsmål søge at håndhæve den offentligretlige norm,[5] hvormed dommen kan få følger for tredjemand.

Med de anførte modifikationer består der i alle fire tvister en mulighed for, at udfaldet kan have virkning for den ikke inddragne part. Får nabo N medhold i, at M's miljøgodkendelse til en kemisk virksomhed F er mangelfuld, vil M være forpligtet til at ændre vilkårene, hvilket kan have vidtgående følger for F. Får F i en sag mod M omvendt medhold i, at F grundet manglende teknologiske muligheder har ret til øget støjforurening og affaldsdeponering, vil det kunne have ubehagelige følger for N, hvis ejendom meget vel kan blive mindre værd eller på anden måde generes. Det samme gælder, hvis M taber en civil sag mod F om håndhævelse.

Omvendt kan det også tænkes, at N uanset M's afgørelse finder, at generne er så betydelige, at N vil kræve erstatning fra B efter naboretlige regler. Spørgsmålet er i så fald, om M's vilkår for godkendelse skal anses for stipulerende for den naboretlige tålegrænse, eller om det skal betragtes som to adskilte problemer. Anses godkendelsesvilkårene for stipulerende for den naboretlige tålegrænse, kan dette principielt åbne for en prøvelse af M's afgørelse, uden at M er part i sagen. Omvendt vil en sådan prøvelse kunne være afskåret af en søgsmålsfrist, jf. nærmere ndf. Det sidste bevirker, at vilkårene i godkendelsen uprøvet skal lægges til grund, hvormed et naboretligt krav er afskåret, når vilkårene er overholdt. En modificeret tilslutning til denne antagelse ses i U 2001.929 V, hvor erstatning for naboretlige gener fra godkendt vindmølle blev afvist, fordi der ikke forelå helt særlige forhold.

Problemerne med denne indirekte prøvelse af myndighedsafgørelser undgås, hvis man *ikke* lader udfaldet af naboretlige tvister bero på de offentligretlige godkendelser, men adskiller de naboretlige spørgsmål fra de offentligretlige. Efter Højesterets dom i U 2006.1290 H, hvor et flertal i Højesteret tilkendte erstatning for naboretlige gener fra godkendt antennemast på grundlag af almindelig naboret, må det formentlig antages, at de naboretlige spørgsmål skal bedømmes uafhængigt af den offentlige godkendelse. Både flertal og mindretal i Højesteret bedømte således forholdet på grundlag af den naboretlige tålegrænse. Der er derfor alene anledning til at tage stilling til den naboretlige tålegrænse ud fra almindelige naboretlige regler, men med mulighed

5. Se hertil *Jørgen Mathiassen:* Juristen 2004, p. 229, der (p. 237) overbevisende imødegår *Poul Sørensens* tidligere antagelse i Juristen 1968, p. 229 om, at myndigheder ikke ved civilt søgsmål kan tvangsfuldbyrde strafsanktionerede normer.

for, at naboen *tillige* indtaler overtrædelser af offentligretlige godkendelser, hvis overtrædelserne krænker naboen.

Omfanget af denne adgang til privat håndhævelse er omtvistet. I U 1952.1101 Ø blev det anerkendt, at nabo kunne påberåbe sig brandlovens afstandsregler i relation til kommunal dispensation, men i U 1972.314 H afviste Højesteret, at nabo i sag mod kommunen kunne påtale, at byggetilladelse overtrådte udnyttelsesgrad fastsat i bygningsvedtægt, da udnyttelsesgraden ikke var fastsat af hensyn til naboen. Opfattelsen i U 1972.314 H er for længst forladt i retspraksis, der nu anerkender, at naboer kan opnå erstatning fra kommunen, hvis kommunen ulovligt dispenserer fra lokalplan, jf. f.eks. U 2002.186 V. Dette følger nu tillige udtrykkeligt af planlovens § 62, stk. 3, jf. ovenfor i afsnit 7.5.4. Derimod er retsstillingen mere usikker, når det gælder privat håndhævelse af andre miljølove. I MAD 2002.606 B fik nabo på naboretligt grundlag dom for, at ejer af halmfyr skulle nedbringe røggener til de gældende grænseværdier og fik samtidig pålagt kommunen at undersøge, om betingelser for påbud efter mbl § 42 var opfyldt. Ingen af sagerne har dog karakter af »rent privatretlig« håndhævelse af offentlige godkendelser. Problemet er, at påstanden i begge sager alene kunne påvirke myndighedens beslutning om, hvilke gener der var acceptable, men ikke selve håndhævelsen af disse. Den i MAD 2002.606 B pålagte pligt for den private ejer rummer dog et selvstændigt element af privat håndhævelse af offentligretlige normer. Se tillige *Friis Jensen:* Miljøretten 1,2006, p. 102.

I forhold til naboretten er retsvirkningen af de offentligretlige godkendelser, at godkendelserne afskærer forbud på naboretligt grundlag, hvormed de naboretlige sanktioner begrænses til erstatning for værditab og ulemper. Denne begrænsning kompenseres i forhold til planloven ved, at naboen tillige har mulighed for at håndhæve den vedtagne lokalplan, jf. planlovens § 62, stk. 3.

Trekantens dilemma er, at to parter nemt kan blive enige om at forpligte en fraværende tredje part. Som konsekvens forpligter aftaler alene parterne, og domme har kun retskraft over for sagens parter. Dette betyder ikke, at juraen er fremmed for triangulære retsforhold. Men det kræver i så fald en overbygning, som det f.eks. kommer til udtryk i tingsretten og konkursretten, der løser prioritetskonflikter ved konkurrerende fordringer. Disse løsninger i form af sikringsakter og tidsprioritet kan imidlertid ikke uden videre overføres på miljøretlige tvister.

Til forskel fra aftaler og domme er miljømyndighedens afgørelser kendetegnet ved at være gyldige for enhver, selv om afgørelserne har en eller flere bestemte personer som adressat. Er myndighedens afgørelse gyldig, er det derfor ikke alene adressaten, men også andre berørte tredjemænd som naboer, der i praksis er bundet af afgørelsen. Dette betyder omvendt, at det er nærliggende at tillægge domme om en offentligretlig afgørelse samme retsvirkning som afgørelsen. Får myndigheden medhold, vil det således indirekte binde den fraværende tredjemand. Bliver myndigheden underkendt, er det ligeledes nærliggende at anse den fraværende tredjemand som bundet. Som det imid-

lertid vil fremgå, kan dette udgangspunkt langt fra opretholdes fuldt ud, men må på flere punkter modificeres.

Problemet er de fraværende tredjeparter. Allerede ved klagenævn opstår der problemer. Ganske vist er nævnene bundet af officialmaksimen, men det ændrer ikke ved, at der er problemer med at inddrage den berørte offentlighed, hvilket ellers er et lovkrav forud for mange afgørelser, jf. ovf. i afsnit 7.3. Ved sagsanlæg for domstolene sker der et grundlæggende paradigmeskift. Fra at sagens oplysning og afgørelse var undergivet officialmaksimen og krav om høring af andre berørte parter, tager forhandlingsmaksimen over. Det er herefter overladt til retssagens parter at fastlægge sagens faktum og de påstande og anbringender, der skal tages hensyn til. Herved kan de fraværende tredjeparter meget let blive sorteper, som det belyses ndf. i afsnit 8.4.

8.2 Århus-konventionen

De processuelle vanskeligheder med at håndtere det triangulære retsforhold ved klagenævn og domstole tilføjes med Århus-konventionen om borgernes rettigheder[6] yderligere aspekter, da konventionen med EU's ratifikation må anses som en del af dansk ret, uanset mangler i den danske gennemførelse. Som de fire vigtigste principielle processuelle nydannelser må fremhæves: (1) at konventionen giver miljøorganisationer (NGO'er) procesadgang til klagenævn og domstole, idet der dog kan fastsættes nationale kriterier, for hvilke NGO'er der omfattes; (2) at konventionen stiller krav om en let og billig procesadgang for borgerne med mulighed for foreløbige retsmidler; (3) at konventionen stiller krav om, at denne procesadgang også gælder myndighedernes (manglende) administrative håndhævelse, når I-mærkede listevirksomheder overtræder lovgivningen; (4) at konventionen stiller krav om, at det skal være muligt for borgerne at håndhæve overtrædelser af miljølovgivningen, uanset om overtrædelsen begås af offentlige myndigheder eller private borgere eller virksomheder.

6. Konventionens titel er: »The Convention on Access to information, public participation in decision-making and access to justice in environmental matters«. Den officielle danske oversættelse er »Konventionen om adgang til oplysninger, offentlig deltagelse i beslutningsprocesser samt adgang til klage og domstolsprøvelse på miljøområdet«. Som det ses, angiver den danske oversættelse hverken direkte eller indirekte håndhævelse, og sidste led er ikke et dækkende udtryk for »access to justice«. Justitsministeriet havde i relation til hvidbog om miljøansvar mere korrekt oversat sidste led med »adgang til domstolene«.

8.2.1 Århus-konventionen og EU's ratifikation

Århus-konventionen fra 1998 om borgernes rettigheder er indgået under FN's økonomiske komite for Europa, ECE. Konventionen indeholder vidtgående regler om tre aspekter af borgernes rettigheder på miljøområdet, nemlig: (1) borgernes adgang til informationer om miljøet; (2) borgernes adgang til at deltage i beslutninger på miljøområdet; og (3) borgernes adgang til domstolene, til håndhævelse og krav på adækvate retsmidler.[7]

Med henblik på ratifikation af Århus-konventionen vedtog EU i relation til de første aspekter direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplysninger og direktiv 2003/35 om ændring af VVM- og IPPC-direktiverne. I relation til den 3. søjle om adgang til domstolene fremsatte Kommissionen et forslag til direktiv og en forordning,[8] der støtte på modstand fra medlemsstaterne. Resultatet blev, at EU endte med at ratificere Århus-konventionen ved Rådets afgørelse 2005/370, uden den nødvendige følgelovgivning var på plads. Beslutningen om ratificering blev ledsaget af en erklæring, hvori anføres:

»Det Europæiske Fællesskab erklærer i særdeleshed, at de gældende retsakter ikke fuldt ud dækker opfyldelsen af forpligtelserne i medfør af konventionens artikel 9, stk. 3, eftersom de vedrører administrative og retslige procedurer for at anfægte handlinger og undladelser, der kan tilregnes private personer og andre offentlige myndigheder end Det Europæiske Fællesskabs institutioner som omfattet af konventionens artikel 2, nr. 2, litra d), og at dets medlemsstater følgelig er ansvarlige for at opfylde disse forpligtelser på det tidspunkt, hvor konventionen godkendes af Det Europæiske Fællesskab, og fortsat vil være ansvarlige herfor, medmindre og indtil Fællesskabet i medfør af sine beføjelser i henhold til EF-traktaten vedtager fællesskabsretlige bestemmelser, der omhandler opfyldelsen af disse forpligtelser.«

EU's ratifikation af Århus-konventionen indebærer, at borgerne ikke alene kan støtte direkte ret på direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplys-

7. Om konventionen se tillige *Koester:* Juristen, 1999, p. 87; *Pagh:* Festskrift til Westerlund, 2001, p. 307 ff; *Ebbesson:* Access to Justice in environmental matters, 2002; *Birgit Dette:* Access to Justice in Environmental Matters, i Europe and the Environment, 2004, p. 3; og *Koester:* Miljøretten 1, 2006, p. 163 ff.
8. Se Proposal for af Directive on access to justice in environmental matters [Com(2003)624 final] og Kommissions forslag til forordning om anvendelse af Århus-konventionens bestemmelser om adgang til oplysninger, offentlige deltagelse i beslutningsprocesser samt adgang til klage og domstolsprøvelse på miljøområdet på det Europæiske Fællesskabs institutioner [Kom(2003)622 endelig]. De to forslag er kommenteret i Miljøministeriets grundnotat til Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg af 1/12 2003 – j.nr. M 1034-006.Når den engelske version af direktivet er nævnt, skyldes det, at den danske oversættelse er behæftet med så alvorlige mangler, at teksten ikke kan bruges.

ninger og direktiv 2003/35 om ændring af VVM- og IPPC-direktiverne. Det følger yderligere af EF-domstolens dom i sag C-213/02, *Syndicat professionel des pêcheurs*, at borgere og NGO'ere kan påberåbe sig konventionen direkte i det omfang, konventionens regler ikke er gennemført i EU-regler eller nationale regler.

EU's ratifikation indebærer derfor, at konventionens regler har direkte effekt og skal anvendes af danske myndigheder og domstole, uanset manglende danske regler. Opstår der eventuel fortolkningstvivl, kan dette forelægges for EF-domstolen præjudicielt. I relation til klage- og domstolsadgang er det reglerne i konventionens artikel 9 om »access to justice«, der påkalder sig interesse.

8.2.2 Håndhævelse af informationsadgang

Efter Århus-konventionens artikel 9(1) har borgerne i tilfælde af afslag på begæring om miljøinformation krav på »a review procedure before a court of law or another independent and impartial body established by law«. Men bestemmelsen stiller yderligere krav til procesmåden, idet artikel 9(1) bestemmer:

»In the circumstances where a Party provides for such a review by a court of law, it shall ensure that such a person also has access to an expeditious procedure established by law that is free of charge or inexpensive for reconsideration by a public authority or review by an independent and impartial body other than a court of law. Final decisions under this paragraph 1 shall be binding on the public authority holding the information. Reasons shall be stated in writing, at least where access to information is refused under this paragraph.«

Heraf kan direkte udledes fem krav til processen, hvis en borger eller NGO får helt eller delvist afslag på miljøinformationer. For det første skal der være prøvelsesadgang ved en domstol eller et lignende uafhængigt retligt prøvelsesorgan. For det andet skal prøvelsesadgangen være gratis eller med et ubetydeligt vederlag. For det tredje skal der sikres en hurtig prøvelse. For det fjerde skal afgørelsen begrundes. Og for det femte er en sådan afgørelse umiddelbart bindende for den offentlige myndighed.

Selv om disse krav for en betydelig del kan anses opfyldt med ændringerne af lov om aktindsigt i miljøoplysninger, gælder dette dog ikke alle tilfælde, jf. lov om aktindsigt i miljøoplysninger § 3, stk. 6, der lyder:

»Afgørelser om aktindsigt i miljøoplysninger kan påklages særskilt til den myndighed, der er klageinstans i forhold til afgørelsen eller behandlingen i øvrigt i den sag, begæringen om aktindsigt vedrører. Afslag på anmodning om aktindsigt, der er meddelt af et organ

omfattet af § 1, stk. 2, og af forsyningsvirksomheder mv. omfattet af § 1, stk. 1, kan påklages til det i medfør af miljøbeskyttelseslovens kapitel 12 nedsatte Miljøklagenævn.«

Problemet med reglen er, at første led er en afskrift af offentlighedslovens § 15, stk. 2, hvilket bevirker, at lovens klageadgang er helt afhængig af, om afgørelsen i øvrigt er undergivet klageret, ligesom den uafhængige prøvelse på ingen måde er sikret. Kun i forhold til forsyningsvirksomheder er der med sidste punktum af § 3, stk. 6, fundet en løsning, der modsvarer kravene i direktiv 2003/4 og Århus-konventionens artikel 9(1). Da konventionens regler er umiddelbart bindende for myndighederne, og det er umuligt at opfylde konventionens krav til prøvelse ved domstolene, må § 3, stk. 6, sidste punktum, formentlig fortolkes udvidende, så alle afslag på begæringer om aktindsigt kan indbringes for Miljøklagenævnet helt uafhængigt af, om der i øvrigt efter lovgivningen er tillagt nævnet kompetence. Det må medgives, at dette er en vidtgående afvigelse fra dansk ret – men det er den eneste måde at overholde konventionen på, medmindre domstolene af egen drift skal fravige retsplejelovens regler.

8.2.3 Håndhævelse af borgernes ret til deltagelse

Artikel 9(2) angår håndhævelse af borgernes ret til deltagelse i beslutninger på miljøområdet. De for bestemmelsen relevante beslutninger fremgår af konventionens bilag I, der bl.a. omfatter IPPC-virksomheder og VVM-pligtige projekter, mens kravene til offentlig høring og miljøvurdering er fastsat i artikel 6. Efter artikel 9(2) har »den berørte offentlighed« ikke alene adgang til at påtale mangler i den offentlige høring eller miljøvurderingen. Artikel 9(2) kræver således, at den berørte offentlighed

»har adgang til ved en domstol og/eller et andet ved lov etableret uafhængigt og upartisk organ at få prøvet den materielle og processuelle lovlighed af enhver afgørelse, handling eller undladelse, der er omfattet af bestemmelserne i artikel 6 og, hvor der er hjemmel i national ret og, med forbehold for stk. 3 nedenfor, af andre relevante bestemmelser i denne konvention.«

Den berørte offentlighed har derfor krav på en fuld og uafhængig prøvelse af myndigheders afgørelser, som falder under artikel 6. Det følger yderligere af konventionens artikel 9(4), at denne adgang ikke må være prohibitive expensive og skal omfatte mulighed for foreløbige retsmidler, jf. nærmere ndf. Retten til uafhængig prøvelse efter artikel 9(2) tilkommer »den berørte offentlighed«, og selv om dette begreb udfyldes af de kontraherende stater, kræver konventionens artikel 2(5), at dette også omfatter miljøorganisationer, men

dog således at staterne kan fastsætte kriterier for, hvilke miljøorganisationer der har denne ret.

Det følger videre af artikel 9(2), at når det drejer sig om f.eks. IPPC-virksomheder (i dansk ret: I-mærkede virksomheder), kan prøvelsesadgangen ikke reduceres til miljøgodkendelser. Dels skal prøvelsen omfatte enhver »afgørelse«, dvs. både miljøgodkendelser og alle andre påbud og dispensationer, som måtte blive meddelt til I-mærkede virksomheder. Dels omfatter prøvelsen enhver »handling eller undladelse«, hvilket nødvendigvis også omfatter beslutninger om ikke at meddele påbud om denne eller hin forureningsbegrænsning. Konsekvenserne synes dog at række videre, idet der med udtrykket »handling eller undladelse« ikke kun dækkes afgørelser i forvaltningsretlig stand, men tillige iværksættelse eller undladelse af at iværksætte håndhævelse.

Sammenholdes med dansk ret, giver reglen først og fremmest problemer i tre tilfælde. Det ene er den del af VVM-reglerne, der er henlagt til Trafikministeriet, hvor der slet ikke i dansk lovgivning er sikret adgang til uafhængig prøvelse.[9] Når Århus-konventionen og direktiv 2003/35 skal lægges direkte til grund, må det formentlig betyde, at Naturklagenævnet alligevel skal anses for kompetent. Alternativet er, at der ved domstolene indrømmes borgerne en adgang, som modsvarer kravene til adækvate retsmidler i konventionens artikel 9(4), hvilket synes at frembyde større vanskeligheder end en udvidelse af Naturklagenævnets kompetence.

Den anden gruppe af tilfælde drejer sig om alle de afgørelser vedrørende IPPC-virksomheder, hvor der hverken efter miljøbeskyttelsesloven eller jordforureningsloven er klageadgang til Miljøklagenævnet. Dette drejer sig bl.a. om afgørelser om forurening af jord eller overfladevand efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, om afgørelser om affaldshåndtering efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 6, om afgørelser om egenkontrol efter miljøbeskyttelseslovens § 72, om afgørelser om flytning af jord efter jordforureningslovens § 50 og om deponering af jord efter jordforureningslovens § 52. For at

9. Se bkg. 1051/1999 om henlæggelse af opgaver til Kystinspektoratet og om kundgørelse af ordensregler for havne udstedt på grundlag af kystbeskyttelsesloven og samme indvendinger kan rejses mod havneloven. Derimod er den krævede klageadgang sikret i undergrundlovens § 37 a og i elforsyningslovens § 89 a. I relation til andre anlæg og inddæmning af søterritoriet er forholdet helt uklart. Tidligere gjaldt trafikministerens bkg. 128/1999 om miljømæssig vurdering af anlæg på søterritoriet. Men den er nu ophævet, og for anlæg og opfyldning på søterritoriet, hvor der ikke er specielle regler, gælder nu alene Trafikministeriets Vejledning nr. 6 fra 2002, der hverken indeholder eller kan hjemle den krævede klageadgang.

opfylde Århus-konventionen og direktiv 2003/35 er det nærliggende at se bort fra den begrænsede klageadgang til Miljøklagenævnet i relation til afgørelser vedrørende I-mærkede virksomheder. Begrundelsen herfor er, at ministerens bemyndigelse efter miljøbeskyttelseslovens § 103, stk. 2, kom ind som led i implementeringen af Århus-konventionen og netop var motiveret med, at det var nødvendigt at sikre klageadgang for afgørelser vedrørende IPPC-virksomheder. At ministeriet misforstod reglerne og derfor ikke var opmærksom på, at klageadgangen skulle omfatte *alle* afgørelser vedrørende IPPC-virksomheder, kan ikke afskære en sådan udvidende fortolkning af godkendelsesbekendtgørelsens regler om klageadgang. Alternativet er, at der ved domstolene indrømmes borgerne en adgang, som modsvarer kravene til adækvate retsmidler i konventionens artikel 9(4).

Den tredje gruppe af tilfælde angår tilsyn og administrativ håndhævelse med IPPC-virksomheder, hvor der helt savnes adgang til en uafhængig prøvelse i dansk ret. Også her kræver konventionens regler adgang til uafhængig prøvelse, og igen synes den mest nærliggende løsning at fortolke Miljøklagenævnets kompetence udvidende.

Sammenfattende er der så betydelig afstand mellem de danske regler og Århus-konventionens artikel 9(2) som implementeret ved direktiv 2003/35, at det kun er muligt at sikre den krævede uafhængige prøvelsesadgang ved at fortolke Miljøklagenævnets og Naturklagenævnets kompetence udvidende. Det teoretiske alternativ – at domstolene skulle opfylde forpligtelsen – frembyder så mange vanskeligheder for ændringen af processen, at det ikke forekommer fremkommeligt.

8.2.4 Borgernes krav på håndhævelse af miljølovsovertrædelser og adækvate retsmidler

Artikel 9(3) angår borgernes ret til at kunne håndhæve miljølovsovertrædelser og har følgende ordlyd i den danske oversættelse:

»I tillæg til og med forbehold for procedurerne om prøvelse efter stk. 1 og 2 ovenfor, sikrer hver part, at medlemmer af offentligheden, der opfylder eventuelle kriterier i national ret, har adgang til administrative eller retslige procedurer for at anfægte private personers og offentlige myndigheders handlinger og undladelser, der er i strid med de bestemmelser i national ret, der vedrører miljøet.«

Som det fremgår, kræver reglen, at borgerne skal have adgang til »administrative eller retslige procedurer«, idet de nærmere krav til disse procedurer er fastsat i artikel 9(4), som lyder:

»In addition and without prejudice to paragraph 1 above, the procedures referred to in paragraphs 1, 2 and 3 above shall provide adequate and effective remedies, including injunctive relief as appropriate, and be fair, equitable, timely and not prohibitively expensive. Decisions under this article shall be given or recorded in writing. Decisions of courts, and whenever possible of other bodies, shall be publicly accessible.«

Det følger af artikel 9(3), at borgerne skal kunne håndhæve enhver overtrædelse af nationale miljøregler med de retsmidler, som kræves efter artikel 9(4). Uanset at artikel 9(3) indrømmer staterne et betydeligt skøn for, hvem der skal have adgang til at håndhæve, og konventionen alene stiller krav om retlige eller administrative procedurer, men ikke udtrykkeligt kræver domstol eller uafhængigt nævn, er der alligevel betydelige bindinger, som følge af artikel 9(4).

For at opfylde kravene til adækvate retsmidler i artikel 9(4) er det nødvendigt, at borgerne kan kræve foreløbige retsmidler, og at adgangen hertil både er »fair, equitable, timely and not prohibitively expensive«. Heraf følger uden videre, at borgeren skal have en sådan rådighed over sagen, at disse retsmidler kan udøves. Når bortses fra specialregler i planlovens § 62, stk. 3, og fiskerilovens § 34, er der imidlertid ikke i dansk lovgivning indrømmet borgerne en sådan adgang, jf. nærmere ndf. i afsnit 8.4.1. Ved den danske implementering blev muligheden afvist, idet Justitsministeriet udtrykte principielle betænkeligheder ved at indrømme borgere ret til at håndhæve offentligretlige normer, og Miljøministeriet anførte, at artikel 9(3) var uklar.[10] Ud over modvilje mod en sådan adgang til privat håndhævelse af miljøreglerne har det til støtte for den danske implementering været anført, at borgerne kan indgive politianmeldelser og rette henvendelse til kommunaltilsynet.[11] Det forekommer imidlertid ikke muligt at opfylde Århus-konventionens artikel 9(3) og 9(4) ved at henvise til muligheden for politianmeldelse eller klager til kommunaltilsynet, da borgerne i disse tilfælde hverken har adgang til foreløbige retsmidler eller i øvrigt nogen form for rådighed over håndhævelsen, som kræves efter artikel 9(4). Der vil herved yderligere kunne henvises til, at EU's direktiv 2004/35 om miljøansvar kræver, at NGO'ere og berørte naboer skal have adgang til uafhængig prøvelse af myndighedernes afgørelser om genop-

10. Se FT 1999-2000, lovforslag L 170, bemærkninger p. 14 og svar bilag 33 til lovforslaget.
11. Se *Tuelsen og Hartvig Simonsen:* Compliance with the Aarhus Convention, Environmental Policy and Law 2000, p. 299 ff – hvilket *Koester* har tilsluttet sig i *Koester:* Miljøretten 1, 2006, p. 193.

retning efter miljøskader. Også på dette punkt må den danske implementering derfor retligt anses for utilstrækkelig.[12]

Uanset mangler i den danske gennemførelse må artikel 9(3) og 9(4) anses som en del af gældende dansk ret efter EU's ratifikation af Århus-konventionen. Fordi EU-ratifikationen alene omfatter EU's miljøregler, er det formentlig kun i relation til EU's miljøregler, at borgerne kan støtte direkte ret på EU's ratifikation. Dette indebærer ikke, at enhver borger kan håndhæve miljøreglerne, da konventionen giver mulighed for, at der opstilles kriterier for, under hvilke betingelser en sådan håndhævelsesadgang kan udøves. Men det må formentlig betyde, at naboer og andre, der er direkte og individuelt væsentligt berørt af en overtrædelse af miljølovene eller afgørelser udstedt på grundlag heraf, skal have adgang til ved søgsmål at anfægte disse overtrædelser. En sådan adgang vil imidlertid rejse nye problemer om disse dommes retskraft, og om sådanne søgsmål afskærer myndigheders søgsmål – problemer, der indtil videre savner svar i retsplejeloven, men som f.eks. kunne løses ved at gøre sådanne søgsmål betinget af, at myndighederne forud var varslet uden at reagere inden for en bestemt frist.[13]

Med baggrund i den fortolkningstvivl, som artikel 9(3) hidtil har givet anledning til, må det ventes, at det ender med en præjuduiciel forelæggelse for EF-domstolen fra en af de mange domstole i de 25 medlemsstater. Selv om det på forhånd er umuligt med nogen rimelig sikkerhed at angive udfaldet af artikel 9(3)'s mange mulige fortolkninger, synes det rimeligt sikkert, at den danske udlægning ikke er holdbar – bl.a. fordi den manglende håndhævelsesadgang af EU's miljøregler på forhånd er vanskeligt forenelig med EU-rettens effektivitetsprincip.

8.2.5 Petitionsret – Compliance Committee

På grundlag af Århus-konventionens artikel 15 er der under konventionen etableret en Compliance Committee bestående af uafhængige juridiske eksperter. Compliance Committee kan behandle klager fra både stater, borgere og NGO'er over manglende opfyldelse af Århus-konventionen. Indbringelse af klage kræver ikke, at nationale retsmidler er udtømt, ligesom komiteen ikke anser sig for afskåret fra at behandle en sag, fordi der verserer en undersøgelse om samme sag under en anden international konvention. Komiteen har

12. Se uddybende *Pagh:* Vänbok til Staffan Westerlund, 2002, p. 313. Og tilsvarende *Basse:* Miljøretten 1, 2006, p. 193 (fodnote 137) Se tillige *Basse:* Environmental Law Denmark, 2000, p. 207 f.
13. Her kunne anvendes den amerikanske løsning på retskraftproblemet. Se herom *Pagh:* Amerikansk Miljøret, 1994, p. 367 ff.

ingen judiciel beføjelse, men kan alene afgive en responderende juridisk vurdering.[14]

Hvilken betydning komiteen vil få, er uklart. Foreløbig kan det konstateres, at de hidtidige sager domineres af klager fra de tidligere Sovjetrepublikker, der i stort tal har ratificeret konventionen. I forhold til EU's manglende opfyldelse af konventionen henholdsvis medlemsstaternes manglende opfyldelse på grundlag af EU's ratifikation vil komiteen kunne behandle klager. Det må dog anses som sikkert, at EF-domstolen ikke vil føle sig bundet af fortolkninger fra Compliance Committee, men samtidig vil anvende udtalelser herfra som vægtige fortolkningsbidrag ved bedømmelse af konventionens forpligtelser.

8.2.6 Sammenfattende om Århus-konventionens indflydelse på klage- og søgsmålsadgang

Det følger af det anførte, at EU med vedtagelse af de to direktiver 2003/4 og 2003/35 samt med ratifikationen af Århus-konventionen har betydelig indflydelse på udformning af de danske regler om klage og søgsmålsadgang på miljøområdet. I første omfang betød reglerne, at det i relation til de såkaldte IPPC-virksomheder var nødvendigt at sikre klageadgang til Miljøklagenævnet. Men som det er fremgået ovenfor, er de hidtidige ændringer ikke tilstrækkelige til at opfylde EU-kravene. Den mest nærliggende løsning er, at Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet udvider deres kompetence på grundlag af direkte effekt – eventuelt efter en forudgående præjudiciel forelæggelse for EF-domstolen. Den alternative løsning er, at domstolene i relation til retsafgift og processens tilrettelæggelse af egen drift anvender EU-rettens krav.

8.3 Klagenævn

For miljøprocessen er de to relevante klagenævn Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet.[15] Begge klagenævns opgaver har karakter af en traditionel administrativ rekurs. Dette betyder, at de to klagenævn alene behandler klager over afgørelser truffet af en myndighed i første instans (typisk kommuner, Skov- og Naturstyrelsen og Miljøstyrelsen). De to nævn har således ikke karakter af tvistløsningsorganer. I forhold til grundlovens tredeling mellem ud-

14. Se *Koester:* Miljøretten 1, 2006, p. 175 ff.
15. Herved ses bort fra, at statsamterne er klagemyndighed for byggesager, og at Energiklagenævnet er klagemyndighed for manglende VVM ved etablering af anlæg efter bl.a. elforsyningsloven.

øvende, dømmende og lovgivende magt tilhører begge nævn den udøvende magt, men uden at være under instruktion af en minister. Som ved anden administrativ rekurs har hver af de to klagenævn kun kompetence i det omfang, de pågældende afgørelser efter loven kan indbringes for klagenævnet. Hvor nævnene har kompetence, udgør de sidste led i det administrative system, men kun i det omfang en klage indbringes.

Dette indebærer, at sagsbehandlingen ved begge nævn er omfattet af de almindelige forvaltningsretlige krav til sagens forberedelse og afgørelse. Begge nævn er derfor underlagt forvaltningslovens regler om partshøring, aktindsigt, begrundelsespligt m.v., offentlighedslovens krav om notatpligt samt ulovregulerede forvaltningsretlige grundsætninger som officialmaksimen, hvorefter nævnet skal sikre, at sagen er tilstrækkeligt oplyst og ikke er bundet af klagernes anbringender. Begge nævn adskiller sig dermed fra domstolene, der i civile sager er bundet af de anbringender og beviser parterne har fremlagt. Til forskel fra domme, som alene binder sagens parter, er de to klagenævns afgørelser bindende for enhver på linje med forvaltningsakter vedtaget af andre myndigheder.

Meningen med de to klagenævn er at sikre en enkel adgang til prøvelse af bestemte typer afgørelser om miljøspørgsmål truffet af kommuner og Miljøministeriets styrelser (og frem til kommunalreformens gennemførelse af amtsråds afgørelser). Ved at placere nævnene i toppen af det administrative hierarki har lovgiver bestemt, at nævnene i relation til forvaltningen har det endelige ord. Første instansen er således bundet af de to nævns afgørelser. Konsekvensen af denne binding er dog på store dele af planlovens område modificeret, hvilket skyldes planlovens kompetencefordeling, som giver Naturklagenævnet en begrænset prøvelsesret, når det f.eks. gælder lokalplaner.

8.3.1 Opgavefordeling mellem Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet og sammensætning

Samlet dækker Miljøklagenævnets og Naturklagenævnets kompetence de fleste miljølove. Det er dog ikke alle afgørelser efter de enkelte miljølove, som kan indbringes for de to klagenævn. F.eks. er det ikke muligt at påklage kommunale afgørelser efter affaldsbekendtgørelsen.

Miljøklagenævnet er oprettet som klageinstans for afgørelser efter miljøbeskyttelsesloven, jf. mbl § 102. Nævnet, der oprindeligt hed Miljøankenævnet, blev til på foranledning af industrien, som ønskede en uvildig prøvelse af myndighedernes afgørelser. Nævnet blev fra begyndelsen tillige klageinstans for afgørelser efter vandforsyningsloven og fik tidligt udvidet sit sagsområde

til andre love som råstofloven, havmiljøloven, kemikalieloven, genteknologiloven.[16] Ved den store miljølovsreform i 1991-1992 blev Miljøklagenævnets virke indskrænket. Klageretten blev begrænset til kun at omfatte større og principielle sager om godkendelse eller påbud til listevirksomheder, idet øvrige afgørelser alene kunne påklages til Miljøstyrelsen eller Skov- og Naturstyrelsen i det omfang, der var klageret. Samme princip blev fastholdt med vedtagelsen af jordforureningsloven i 1999. Princippet måtte dog opgives i forhold til de I-mærkede virksomheder (IPPC-virksomheder) ved gennemførelsen af Århus-konventionen om borgernes rettigheder, da Miljøstyrelsen ikke opfyldte kravet om uafhængig prøvelse, men som anført ovenfor i afsnit 8.2 er konventionens krav til klageret fortsat ikke fuldt opfyldt.

Med kommunalreformen er den begrænsede klageret til Miljøklagenævnet definitivt opgivet. Fra 2007 er Miljøklagenævnet den eneste klageinstans over alle afgørelser, der kan påklages efter følgende love: miljøbeskyttelsesloven, jordforureningsloven, kemikalieloven, havmiljøloven, vandforsyningsloven, genteknologiloven samt for klager over tilvejebringelse og indhold af vandplaner efter miljømålsloven, mens klager over Natura 2000-planer under miljømålsloven skal ske til Naturklagenævnet. Miljøklagenævnet er tillige klageinstans over afslag på begæring om aktindsigt i miljøoplysninger, hvis afslaget enten angår en afgørelse, for hvilke Miljøklagenævnet i øvrigt er klageinstans, eller hvis afgørelsen er truffet af offentlige forsyningsvirksomheder, jf. lov om aktindsigt i miljøoplysninger § 4, stk. 6. Endelig er Miljøklagenævnet klageinstans efter SMV-lovens § 16, i det omfang planer og programmer er vedtaget under love, der henhører under Miljøklagenævnet. Dette forudsætter, at der er klageret over disse planer eller programmer efter den pågældende lov, hvilket indtil videre i praksis hindrer klageret til nævnet, da anke over spildevandsplaner, affaldsplaner og vandforsyningsplaner er afskåret med endelighedsbestemmelser.

Miljøklagenævnet består af en formand, dennes stedfortrædere (ankechefer) og et antal beskikkede medlemmer, der udpeges af erhvervenes brancheorganisationer henholdsvis Miljøstyrelsen, jf. mbl §§ 104-105. Afgørelser træffes af ankechefen plus én eller to beskikkede medlemmer fra hver af de to lister. I særlige tilfælde, hvor afgørelsen alene beror på en juridisk administrativ vurdering, kan afgørelsen træffes af ankechefen.

Naturklagenævnet blev oprettet som klageinstans under naturbeskyttelseslovens § 79 ved miljølovsreformen i 1991-92. Naurklagenævnet afløste det

16. Miljøankenævnets praksis er belyst i *Basse:* Miljøankenævnet, 1987 (disputats). Om nævnet se tillige *Bjerring og Møller:* Kommenteret Mbl. 1998, p. 751 f.

tidligere Overfredningsnævn under den tidligere naturfredningslov og er sammensat på samme måde som dette. Men til forskel fra Overfredningsnævnet er Naturklagenævnets rolle som klageinstans ikke begrænset til naturbeskyttelsesloven, men omfatter tillige klager over afgørelser efter følgende love, i det omfang afgørelserne kan påklages: planloven, råstofloven, skovloven, masteloven, sommerhusloven og kolonihaveloven. Naturklagenævnet er endvidere klagemyndighed for Natura 2000-planer, jf. miljømålslovens § 54. Fra og med 2007 er Naturklagenævnet tillige klageinstans for afgørelser efter vandløbsloven. Herudover er Naturklagenævnet klageinstans ved afslag på begæring om aktindsigt i miljøoplysninger, i det omfang begæringen angår en afgørelse, for hvilken Naturklagenævnet i øvrigt er klageinstans. Tilsvarende er Naturklagenævnet klageinstans i forhold til SMV-loven, i det omfang planer og programmer er vedtaget under love, der henhører under Naturklagenævnet. Da planer under de forskellige love ofte virker i samspil med hinanden, kan dette give problemer med, hvad der faktisk kan prøves.[17]

Naturklagenævnet består efter nbl § 80 af en af ministeren udpeget formand (+ viceformænd), af to højesteretsdommere udpeget af Højesteret samt af et medlem udpeget af hver af de partier, der har sæde i Folketingets Finansudvalg. Højesterets to medlemmer af nævnet udpeges for fire år ad gangen. Det samme gælder de politisk udpegede medlemmer af Naturklagenævnet, men et medlem udtræder, hvis det pågældende parti ikke længere har sæde i Folketingets Finansudvalg.[18] Afgørelser træffes som udgangspunkt af det samlede nævn, der er beslutningsdygtigt, når mindst halvdelen af medlemmerne er til stede. Afgørelser kan dog træffes alene af formanden (eller vice-

17. Se til illustration Naturklagenævnets afgørelse af 31. marts 2005 (j.nr. 03-33/420-0336) vedrørende et nyt afløbssystem i Odense Havn. Klager gjorde gældende, at der manglende VVM-screening af projektet, og at der skulle være sket miljøvurdering af spildevansplanen efter SMV-loven. Naturklagenævnet antog, at kloakledninger ikke falder under begrebet »rensningsanlæg« i samlebekendtgørelsen. Dette er i modstrid med den legale definition af spildevandsanlæg,, men førte til, at nævnte afviste pligt til VVM-screening. Miljøvurdering efter SMV-loven blev bl.a. afvist med, at forslag til spildevandsplan ikke henhører under Naturklagenævnets kompetence.
18. Se MAD 2004.649 Ø om fredning på Rømø, hvor Naturklagenævnet havde gennemført besigtigelse og holdt møde få måneder før Folketingsvalget i november 2001, men hvor afgørelsen først formelt blev truffet i slutning af juni 2002. Lodsejerne gjorde gældende, at afgørelsen led af kompetencemangel, men dette blev afvist af landsretten, der lagde til grund, at afgørelsen reelt var truffet før udskiftning af nævnet, og at der herefter alene var sket redaktionel bearbejdning i overensstemmelse med sædvanlig praksis. Dommen forekommer tvivlsom, da den åbner for uklarhed om kompetencefordeling.

formand), når »klagen skønnes ikke at indeholde spørgsmål af meget væsentlig interesse i forhold til lovens formål«, som det udtrykkes i nbl § 81, stk. 3.

Sammensætningen af Naturklagenævnet forekommer af flere grunde problematisk. For det første er nævnets sammensætning et principielt brud på princippet om tredeling af magten mellem lovgivende, udøvende og dømmende myndighed. For det andet indebærer sammensætningen, at der er flertal af politisk udnævnte medlemmer, hvilket giver en risiko for, at nævnets juridiske prøvelse påvirkes af uvedkommende politiske hensyn. Det sidste kunne muligvis forsvares i forhold til det tidligere Overfredningsnævn, hvis opgaver i hovedsagen var begrænset til fredningssager, hvorfor der i afgørelser kunne indgå hensyn til, hvor meget staten ville bruge på erstatninger for fredninger. Men efter at den overvejende del af Naturklagenævnets afgørelser har karakter af en retlig prøvelse, forekommer nævnets politiske sammensætning yderligere betænkelig. At dette ikke er ren teori fremgår af, at Naturklagenævnet i forholdsvis mange flertalsafgørelser har delt sig på en måde, der synes politisk – og ikke retligt – begrundet.[19]

8.3.2 Hvad kan påklages

Adgangen til at indbringe en afgørelse for Miljøklagenævnet eller Naturklagenævnet forudsætter som nævnt hjemmel i lov. Hvilke afgørelser der kan påklages under de forskellige miljølove, belyses mere indgående i miljørettens specielle del.[20] Her skal alene anføres nogle hovedtræk.

Efter en del miljølove er udgangspunktet, at afgørelser i første instans kan påklages, medmindre enten loven bestemmer andet eller ministeren har begrænset klageretten.[21] I nogle miljølove er der forholdsvis udførligt taget stilling til klageretten,[22] mens det i andre miljølove er overladt til ministeren, om der skal være klageret.[23] Denne systematiske inddeling giver dog begrænset vejledning.

Mbl's hovedregel om klageret omfatter miljøgodkendelser samt påbud om forureningsbegrænsning og egenkontrol.[24] Derimod kan håndhævelsespåbud efter mbl § 69 ikke påklages, ligesom kommunale afgørelser om affald ikke kan påklages. Efter jfl er der klageret over påbud om undersøgelse og opryd-

19. Se hertil tillige *Pagh:* TfM 2004, p. 429, hvor der rejses tvivl, om Naturklagenævnet opfylder Århus-konventionens og direktiv 2003/35's om ændring af VVM-direktivets krav om uafhængig prøvelse.
20. Se *Revsbech:* Lærebog i miljøret, 2002, p. 106 ff, 218 ff, 271 ff, 318 ff, og 348 ff. Se tillige *Moe m. fl.:* Miljøret, 2005, p. 290 ff; *Basse:* Miljøretten 1, 2006, p. 617.
21. Se mbl § 91, nbl § 78, jfl § 77, planlovens § 58, vandforsyningslovens § 75, vandløbslovens § 80, miljømålslovens §§ 53 og 54.
22. Se råstoflovens §§ 13 og 26, skovlovens § 60.
23. Se havmiljølovens § 48, kemikalielovens § 55, genteknologilovens § 27.
24. Det omfatter primært godkendelser efter mbl §§ 19, 28, 33 og 39 samt påbud efter mbl §§ 30, 41-42 og 72.

ning af forureninger samt dispensationer til placering af jord i råstofgrave. De fleste afgørelser efter jfl kan dog ikke påklages. Klageret er således afskåret for afgørelser om forureningskortlægning, offentlig oprydning og værditabsordning. Vilkår for tilladelse til byggeri eller ændret anvendelse af forureningskortlagte arealer samt påbud til grundejer om afværgeforanstaltninger kan heller ikke påklages. Og på linje med mbl er der ikke klageret over håndhævelsespåbud. Efter nbl er klageret over fredninger, afgørelser om dispensation for beskyttede naturtyper, påbud om beskyttelse af Natura 2000-områder, men ikke klageret over håndhævelsespåbud.

Planloven indeholder den mest komplicerede afgrænsning af klageretten, jf. planlovens § 58, stk. 1, hvorefter (i parentes er anført, hvilke afgørelser der dækkes af paragraf-henvisning):

»Til Naturklagenævnet, som er nedsat i medfør af lov om naturbeskyttelse, kan påklages:
1) Kommunalbestyrelsers afgørelser efter § 35, stk. 1. [landzonetilladelser]
2) Kommunalbestyrelsers afgørelser efter § 47, stk. 1. [ekspropriation]
3) Kommunalbestyrelsers og miljøministerens afgørelser om tilladelser efter regler fastsat af miljøministeren i henhold til § 11 g, stk. 4. [VVM-afgørelser]
4) Regionsråds og kommunalbestyrelsers afgørelser om andre forhold, der er omfattet af denne lov, for så vidt angår retlige spørgsmål, jf. dog stk. 2.
5) Miljøministerens afgørelser om andre forhold i sager, hvor ministeren har overtaget kommunalbestyrelsens opgaver og beføjelser efter regler fastsat i henhold til § 11 i, stk. 1, for så vidt angår retlige spørgsmål.«[25]

Bestemmelsen indebærer, at Naturklagenævnet skal foretage fuld prøvelse af klager over afgørelser om landzonetilladelse, om ekspropriation og om VVM. Derimod er prøvelsen begrænset til *»retlige spørgsmål«* i relation til lokalplaner, forbud efter planlovens § 14, dispensationer efter § 19, kommuneplaner, regionplaner, VVM-screeningsafgørelser m.v. Begrænsningen til »retlige spørgsmål« understreger, at Naturklagenævnet i relation til lokalplaner m.v. alene skal tage stilling til, om kommunen har fulgt den korrekte fremgangsmåde og i øvrigt holdt sig inden for lovens grænser. Modsat de øvrige miljølove afskærer planloven ikke direkte klage over håndhævelsespåbud, der må anses som et »retligt spørgsmål«. Når der alligevel er begrænset realitet i klageretten, skyldes det, at håndhævelsespåbud kun kan gennemtvinges, hvis påbuddet er bekræftet ved dom, jf. planlovens § 63 og ovenfor i afsnit 7.5.4.

25. Gældende fra 1/1 2007 – men mht. klageret er der ikke ske ændringer, når bortses fra, at klageret fra 1/7 2007 afskæres mht. om lokalplaner og komuneplaner er i overensstemmelse med regionplan, jf. § 58, stk. 2.

Det komplicerede samspil mellem de forskellige miljølove har selvstændig betydning for, hvad der kan påklages. En godkendelse af en virksomhed vil i mange tilfælde betyde, at første instansen har bedømt spørgsmålet efter en række miljølove. Miljøgodkendelse af større husdyrbrug efter miljøbeskyttelsesloven vil f.eks. ofte tillige kræve VVM-procedure efter planloven og dispensation efter naturbeskyttelsesloven. Nye problemer er kommet til, efter at Naturklagenævnet i Tarco-sagen (MAD 2005.965) med baggrund i EF-domstolens dom i sag, C-201/02 *Wells* fastslog, at kravet om VVM-screening også omfatter miljøgodkendelse af bestående virksomheder. Konsekvensen er, at de mange miljøgodkendelser af bestående virksomheder, der er anket, nu ikke kan færdigbehandles af Miljøklagenævnet, før VVM-myndigheden har taget stilling til, om VVM er nødvendig. Og en sådan afgørelse fra VVM-myndigheden kan påklages til Naturklagenævnet.

Som et andet eksempel kan nævnes, at vandindvindingstilladelse til dambrug efter vandforsyningsloven ofte vil kræve stillingtagen til opstemningsanlæg efter vandløbsloven, beskyttelse af Natura 2000-områder efter naturbeskyttelsesloven og miljøgodkendelse efter miljøbeskyttelsesloven.[26]

Frem til gennemførelsen af kommunalreformen i 2007 giver dette problemer i relation til første instans, fordi kompetencen efter de forskellige love indtil da er delt mellem kommunalbestyrelser og amtsråd. Selv om en del af disse problemer er løst med kommunalreformen, resterer problemerne i forhold til de to klagenævn. Et efterhånden velkendt problem er, at Miljøklagenævnet ikke kan tage stilling til VVM-forpligtelsen, men omvendt kan være tvunget til at forelægge dette spørgsmål for VVM-myndigheden i første instans, hvis afgørelse så kan indbringes for Naturklagenævnet. Den manglende samordning af miljølovgivningen betyder, at det er umuligt at opstille generelle retningslinjer for, hvilke spørgsmål der først kan påklages og til hvilket klagenævn. Men det kan konstateres, at kompetencefordelingen mellem de to klagenævn i praksis betyder, at klagesager kan trække urimeligt længe ud,

26. Se Miljøklagenævnets afgørelse af 27/2 2006 (j.nr. 211-54) i sag om vandindvindingstilladelse til dambrug, hvor førsteinstansen havde taget stilling til opstemningsværk af hensyn til faunapassage, men hvor Miljøklagenævnet afviste at et sådanne vilkår kunne fastsættes under vandforsyningsloven, da dette måtte fastsættes under vandløbsloven, hvor Miljøklagenævnet ikke har kompetence. Tilsvarende kunne nævnet i afgørelsen alene tage stilling til, om tilladelsen ville medføre en virkning på et nedenstrøms Natura 2000-område i modstrid med habitatdirektivets artikel 6(3), men havde ikke mulighed for at afgøre, om indgreb var nødvendigt for at beskytte dette Natura 2000-område i henhold til habitatdirektivets artikel 6(2), da denne kompetence udøves efter naturbeskyttelseslovens § 19 f, hvor Naturklagenævnet er klagemyndighed.

fordi en afgørelse efter én lov må afvente en afgørelse efter en anden lov, der henligger hos en anden myndighed.

Endelig rejser Århus-konventionens krav om adgang til uafhængig prøvelse et selvstændigt problem i forhold til de to klagenævns begrænsede kompetence som anført ovenfor i afsnit 8.2.

8.3.3 Hvem har klageret

Som udgangspunkt tilkommer klageretten sagens parter, dvs. enhver med en individuel væsentlig interesse i sagen. Dette kan dog udvides ved, at loven giver andre end sagens parter klageret. Efter miljølovene er der tillige klageret for miljøorganisationer og myndigheder, men med betydelige variationer mellem de forskellige miljølove, ligesom der er betydelige forskelle mellem miljølovenes udformning af reglerne om klageberettigede. Dette har betydet, at den nærmere afgrænsning af klageretten volder en del problemer.

8.3.3.1 Afgrænsning af sagens parter

Det er forskelligt, hvem der i forhold til de enkelte miljølove kan anses som sagens parter og dermed klageberettigede. I forhold til jfl er det forholdsvis ukompliceret, da det er adressaten for påbud/dispensation samt de ejere, der kan berøres af påbuddet (ejer af forurenet ejendom og naboejendomme) samt vandforsyning. Forsikringsselskaber, der skal udrede udgift til opfyldelse af påbud på grundlag af ansvarsforsikring, anses derimod ikke som klageberettigede jf. Miljøklagenævnets afgørelse i MAD 2004.336. Derimod har Miljøstyrelsen i MAD 2002.1437 antaget, at den lovpligtige forsikring efter jfl § 48 giver forsikringsselskab klageret.

Efter mbl må problemet anskues lidt anderledes, da forurening fra en virksomhed kan have væsentlig virkning på andre end de nærmeste naboer. Dette er baggrunden for, at Miljøklagenævnet har anerkendt klageret for borgere i en afstand på 500-1000 meter fra den forurenende aktivitet – beroende på karakteren af den aktivitet som var genstand for klagen.[27] Et andet problem er, at interessen skal have tilknytning til loven. Dette var baggrunden for, at U 2000.2165 Ø afviste, at et flyselskab, der havde lejeaftale med Kastrup Lufthavn, havde klageret over støjvilkår i lufthavnens miljøgodkendelse. Landsretten henviste til, at selv om selskabet havde en økonomisk interesse i dette vilkår, var denne interesse ikke en »individuel miljømæssigt værnet interesse«. På linje hermed har Naturklagenævnet i MAD 2004.1119 antaget, at et

27. Se *Bjerring og Møller:* Kommenteret Mbl, 1998, p. 733 ff og *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 502 ff. Se til illustration MAD 2005.321, hvor klageret fra borger, der boede 2 km fra kompostanlæg blev afvist grundet manglende individuel væsentlig interesse.

selskabs økonomiske interesse i at anvende et opmudringsfartøj ikke giver klageret efter råstofloven.

Efter planlovens § 59, stk. 1, er klageretten afgrænset ved »retlig interesse i sagens udfald«, hvilket principielt må referere til sagens parter. Her opstår det særlige problem, at planlovsafgørelser som region- og kommuneplaner nødvendigvis må berøre en større kreds. Selv en lokalplans arealdisponering over et mindre afgrænset område er udtryk for et valg af beliggenhed i forhold til andre muligheder, hvorfor lokalplanen også berører borgere i kommunen uden for det lokalplanlagte område. Hertil kommer, at de særlige procedurer for vedtagelse af planer forudsætter, at også lokale organisationer af stort set en hvilket som helst karakter har mulighed for at påvirke udfaldet. På denne baggrund er partsbegrebet i planloven tillagt et meget vidtgående indhold som i praksis omfattende alle borgere foreninger i den kommune, som lokal- eller kommuneplanen angår.[28] Det følger dog forudsætningsvis af planlovens § 59, stk. 2, at landsdækkende foreninger ikke kan anses som parter, men at der for miljøorganisationer med over 100 medlemmer alligevel er klageret, når bortses fra afgørelser om ekspropriation.

Naturbeskyttelsesloven afgrænser i § 86 klageretten ved at angive en liste over klageberettigede, hvor som de to første nævnes: »adressaten for afgørelsen« og »ejeren af den ejendom, som afgørelsen vedrører«. Dette giver anledning til at overveje, om der ikke er klageret for andre end adressaten og ejeren af den ejendom, som afgørelsen vedrører, hvis andre har en individuel væsentlig interesse. Så vidt ses, tyder Naturklagenævnets praksis på, at nævnet antager en sådan indskrænkning af klageretten, jf. MAD 2002.1494, hvor ejer af den skov, som medførte skovbyggelinje, ikke havde klageret over dispensation fra skovbyggelinje. Det må dog anses som tvivlsomt, om dette er en korrekt udlægning, da udformningen af denne del af klageretten i nbl § 86 har baggrund i den tidligere naturfredningslov og her var knyttet til fredningsinstituttet. Til støtte herfor kan tillige henvises til, at Naturklagenævnet i MAD 1997.753 antog, at klageretten efter en tilsvarende bestemmelse i den daværende skovlov også omfattede naboer.[29] Denne antagelse underbygges yderligere af, at klageretten til Naturklagenævnet ikke uden helt særlige holdepunkter kan være mindre end adgangen til domstolsprøvelse. Og da enhver borger, der er individuelt væsentlig berørt af en afgørelse, opfylder retsplejelovens krav om »retlig interesse«, må borgerne have en tilsvarende mulighed for at klage til Naturklagenævnet, jf. tillige kommunaltilsynets afgørelse i

28. Se *Boeck:* Kommenteret planlov, 2002, p. 400 f og *Pagh:* Miljøansvar, 1998, p. 496 f.
29. Retsstilling er præciseret i den nugældende skovlovs § 62, hvorefter klageretten omfatter »enhver med individuel væsentlig interesse i sagen«.

MAD 2005.1650, hvor nabo, hvis afvandingsforhold var påvirket af dispensation efter nbl § 3, blev anset for part.

8.3.3.2 NGO'ers klageret

Miljøorganisationers klageret kræver hjemmel i lov. En sådan hjemmel er indeholdt i en del miljølove, men ikke alle.[30] Den nærmere udformning af NGO'ers klageret varierer. Efter mbl § 100 har alle landsdækkende og lokale miljøorganisationer klageret, hvis de forud har anmodet om underretning af afgørelsen i henhold til mbl § 76. Supplerende giver mbl § 99 bestemte andre erhvervsorganisationer klageret.

I planloven er valgt en lidt anden model. Landsdækkende miljøorganisationers klageret er betinget af mindst 100 medlemmer. Lokale foreninger vil ofte have klageret som parter, jf. ovf. under 8.3.3.1. Efter nbl § 86 har lokale foreninger med væsentlig interesse i afgørelsen samt landsdækkende miljøorganisationer klageret – og tilsvarende afgrænsning er fastsat i skovlovens § 62. Til forskel fra planloven kræver nbl § 86 ikke et vist medlemstal for landsdækkende miljøorganisationer, og til forskel fra mbl kræves heller ikke forudgående begæring om underretning om afgørelsen. Lokale foreningers klageret efter nbl § 86 omfatter ikke lokalpolitiske lister, jf. MAD 2002.334.

8.3.3.3 Myndigheders klageret

Da myndigheder ikke kan anses som parter, forudsætter myndigheders klageret ligeledes hjemmel i lov.[31] Efter mbl, jfl og vandforsyningsloven er en sådan klageret tillagt Sundhedsstyrelsen (tidligere embedslægeinstitutionen). Efter planlovens § 59 tilkommer der ud over miljøministeren ikke myndigheder klageret.[32]

Derimod tillægger nbl § 86, stk. 1, nr. 3, »offentlige myndigheder« klageret, uden at der efter loven er noget krav om, at afgørelsen skal angå den pågældende myndighed. Bestemmelsen forekommer uheldig, da den åbner for, at kommunalbestyrelser kan påklage afgørelser efter nbl uden hensyn til, om den pågældende afgørelse har nogen tilknytning til kommunen, men alene baseret på politiske synspunkter. På det gældende lovgrundlag synes det ikke

30. Jfl tillægger således ikke NGO'er klageret, hvilket dog vil skulle ændres, når direktiv 2004/35 om miljøansvar skal implementeres inden april 2007.
31. Se til illustration MAD 2004.1529, hvor Miljøklagenævnet afviste, at amtsråd som første instans kunne klage over Miljøstyrelsens afgørelse som anden instans til Miljøklagenævnets som tredje instans.
32. Se MAD 1997.744, hvor Naturklagenævnet afviste, at Miljøstyrelsen som klagemyndighed efter miljøbeskyttelsesloven var klageberettiget.

muligt at afvise sådanne klager, medmindre der lægges vægt på, at kommunalbestyrelser herved går ud over deres retlige kompetence.

8.3.4 Klagefrister

Alle miljølovene indeholder en klagefrist på 4 uger. Klagefristen regnes, fra klager har modtaget underretning om afgørelsen med behørig klagevejledning. Hvis afgørelsen meddeles ved offentliggørelse i lokalaviser, regnes klagefristen fra dette tidspunkt, uanset om afgørelsen er fremsendt direkte til klager før eller efter offentliggørelse. Der er ikke i miljølovene mulighed for at dispensere fra fristen, men hvis der mangler klagevejledning, vil der være mulighed for at tage hensyn hertil.

Se til illustration U 1994.598 Ø, hvor Miljøstyrelsen havde underkendt kommunens tilladelse til at rørlægge vandløb på grundlag af klage indkommet én dag efter klagefristen. Landsretten fandt under henvisning til klagefristen, at Miljøstyrelsen ikke havde været beføjet til at ændre afgørelsen og frifandt for overtrædelse af vandløbsloven.

Klagefristen har den retsvirkning, at afgørelsen ikke kan håndhæves, før klagefristen er udløbet. Herudover er der i planloven tillagt klagefristen den særlige retsvirkning, at landzonetilladelser ikke må udnyttes før klagefristen er udløbet.

8.3.5 Klagegebyr og dækning af udgifter til bistand

En betydelig del af miljølovene indeholder hjemmel til at opkræve gebyr for klage.[33] Hjemlen er ikke udnyttet for klager til Miljøklagenævnet, hvor der følgeligt ikke kan opkræves klagegebyr. Derimod er der med bkg. nr. 950/2004 fastsat et klagegebyr på 500 kr. for klage til Naturklagenævnet, idet der dog er gjort en undtagelse for klager over indgreb til beskyttelse af Natura 2000-områder.

Det følger af reglerne, at hvis klagegebyr ikke er indbetalt inden for den af Naturklagenævnet fastsatte frist, vil klagen blive afvist.[34] Fristen for betaling af klagegebyr har dermed samme retsvirkning som klagefristen. På linje med klagefristen forudsættes, at det kan lægges til grund, at klager har modtaget

33. Klagegebyr er hjemlet i: mbl § 88, nbl § 72, planlovens § 54, råstoflovens § 40, skovlovens § 45, vandløbslovens § 70. Derimod ses ikke hjemmel til klagegebyr i jordforureningsloven eller vandforsyningsloven.
34. Se VLD af 18/1 2006 (B-731-05), hvor landsretten stadfæstede Naturklagenævnets afvisning af klage over dispensation efter nbl § 65, fordi gebyr var indbetalt én dag efter udløb af den 14-dages frist for betaling af gebyr, der var fastsat i Naturklagenævnets opkrævningsskrivelse. Dommen er anket.

opkrævning af klagegebyr. Det er formentlig Naturklagenævnet, der har bevisbyrden herfor, da opkrævning af gebyr må anses som en procesmeddelelse, efter at processen er startet, jf. U 2004.2756 H, der angik bevisbyrde for, at landsrettens meddelelse om retsmøde var kommet frem.

Klagegebyret bliver tilbagebetalt, hvis klager får hel eller delvis medhold. Til forskel fra klager til Landsskatteretten og taksationskommission rummer reglerne ikke mulighed for, at Miljøklagenævn eller Naturklagenævnet kan godtgøre klagers omkostninger til juridisk og anden bistand i forbindelse med klagesagen. Det fremgår imidlertid af MAD 2004.672 B, at det i nogle tilfælde vil være muligt for klager at gøre førsteinstansen erstatningsansvarlig for udgifter til klagesagen, efter at klager har fået medhold.

I denne sag havde Roskilde Amtsråd meddelt påbud til BP Gas om at nedbringe gaslageret ved Køge med henvisning til Seveso-bekendtgørelsen. Efter anke blev påbuddet ophævet som ugyldigt, da amtsrådet ikke havde kompetence. BP Gas krævede herefter erstatning på 430.000 kr. for udgifter til juridisk bistand og en risikovurdering. Byretten lagde til grund, at amtet burde have vidst, at der var problemer med amtets kompetence, og gav på denne baggrund fuldt medhold i erstatningskravet.

8.3.6 Retsvirkning af klage – suspensiv virkning

Det fremgår af de forskellige lovregler, i hvilket omfang en klage har suspensiv virkning for afgørelsen. Indholdet i de mange specialregler følger imidlertid samme paradigme. Klage over påbud og forbud har normalt opsættende virkning for afgørelsen, medmindre klagenævnet bestemmer det modsatte.

Klage over tilladelser, godkendelser og dispensationer har som udgangspunkt ikke opsættende virkning, medmindre klagenævnet bestemmer det modsatte. Det sidste betyder, at hvis f.eks. en miljøgodkendelse, råstoftilladelse eller dispensation fra lokalplan påklages, kan tilladelsen/dispensationen alligevel udnyttes, medmindre klagenævnet bestemmer det modsatte. Det forudsætter dog, at vilkårene i tilladelsen overholdes. Udnyttelse af tilladelsen sker på egen regning og risiko. Den manglende opsættende virkning af klage giver ikke tilladelsens indehaver en beskyttet forventning om, at afgørelsen ikke ændres. For klager over landzonetilladelser efter planlovens § 35 eller dispensationer efter nbl § 65 er hovedreglen dog vendt om. Klage over disse afgørelser er tillagt opsættende virkning for at undgå uoprettelige ændringer af naturen eller landskabet.

For miljøgodkendelse af bestående virksomheder vil anke af godkendelsesvilkår ligeledes som udgangspunkt have opsættende virkning, jf. Miljøklagenævnets afgørelse i MAD 2005.847. Dette er begrundet med, at nye skærpede godkendelsesvilkår for bestående virksomheder må sidestilles med påbud.

Så længe klagenævnet ikke har truffet en endelig afgørelse, er det tvivlsomt, om første instansens afgørelse kan håndhæves, da der som følge af klagen ikke kan tillægges afgørelsen fuld retskraft. I MAD 2002.453 V blev det afvist at pålægge strafansvar for overtrædelse af en meddelt foderkvote til dambrug i den periode, hvor klagesag verserede for Miljøklagenævn. Det gjorde ingen forskel, at det ikke var dambruget, men Dansk Sportsfiskerforbund der havde påklaget afgørelsen. Landsretten henviste til, at meddelelsen af foderkvoter må sidestilles med et påbud, hvor anke som udgangspunkt har opsættende virkning. Der er ikke med dommen taget stilling til, om det samme gælder for overtrædelse af tilladelser, hvor klage ikke har opsættende virkning. På den ene side kan anføres, at der med den manglende opsættende virkning er taget stilling til, at den oprindelige tilladelses vilkår gælder, indtil klagenævnet måtte have ændret disse. Men på den anden side har anklagemyndigheden det problem, at hvis klagenævnet ændrer vilkårene inden straffedom, vil strafansvar være udelukket, i det omfang at disse overtrædelser accepteres med de ændrede vilkår, jf. straffelovens § 3.

8.3.7 Hvilke regler gælder for klagenævns behandling af klagen

Miljøklagenævnet og Naturklagenævnets behandling af klager skal ske på grundlag af officialmaksimen og under iagttagelse af forvaltningslovens regler. Officialmaksimen indebærer, at klagenævnet har pligt til at oplyse sagen tilstrækkeligt, inden der træffes en afgørelse, ligesom klagenævnet ikke er bundet af parternes påstande og anbringender. Såfremt klagenævnet under sagsbehandlingen bliver opmærksom på, at afgørelsen må træffes på grundlag af andre regler end anvendt af førsteinstansen eller anført af klager, er klagenævnet formentlig forpligtet til at orientere klager og sagens øvrige parter herom.

Fremkommer der under klagenævnets behandling nye faktiske oplysninger, som kan have væsentlig betydning for afgørelsen, skal klagenævnet foretage partshøring i henhold til forvaltningslovens § 19, jf. udtalelse fra Folketingets Ombudsmand i MAD 2004.1463. Hvor det drejer sig om en nabo, der har klaget over dispensation fra strandbeskyttelseslinjen til naboejendom, giver dette ikke større problemer, da parterne i disse sager typisk kan begrænses til klager og adressaten for afgørelsen.

I de mange miljøsager, hvor en større kreds må anses som parter, vil der ikke være pligt til partshøring, jf. forvaltningslovens § 19, stk. 2, nr. 5, hvorefter partshøring kan undlades:

»hvis [...] den påtænkte afgørelse vil berøre en videre, ubestemt kreds af personer, virksomheder mv., eller hvis forelæggelsen af oplysningerne for parten i øvrigt vil være forbundet med væsentlige vanskeligheder.«

Bestemmelsen betyder, at partshøring i sager om lokalplaner, VVM og miljøgodkendelse af en del større virksomheder kan begrænses til adressaten for afgørelsen og klager, hvis klager ikke er adressat for den påklagede afgørelse. Derimod vil undtagelsen kun kunne benyttes i sager om landzonetilladelse, sager om påbud i anledning af jordforurening eller andre sager med få parter, hvis det vil kræve yderligere undersøgelser fra klagenævnet at finde ud af, hvem de øvrige parter er. Viser de foreliggende oplysninger i den påklagede sag, at der ud over klager og adressat er én eller to yderligere parter i sagen, vil disse parter formentlig tillige være omfattet af kravet om partshøring, uanset at de ikke har påklaget afgørelsen.

Et særligt problem opstår, hvor lovgivningen kræver, at den påklagede afgørelse først kan vedtages efter en særlig fremgangsmåde, hvor offentligheden skal have lejlighed til at udtale sig, som f.eks. miljøgodkendelse af I-mærkede virksomheder eller VVM-tilladelser. Selv om klagenævnet også i disse tilfælde er bundet af officialmaksimen og skal træffe en endelig afgørelse, foreligger der her et væsentligt modhensyn. Viser det sig nemlig under klagenævnets forberedelse af afgørelsen, at der foreligger væsentlige nye faktiske oplysninger, som ikke har været forelagt offentligheden, vil en endelig afgørelse fra klagenævnet i form af en miljøgodkendelse eller VVM-tilladelse betyde, at offentligheden afskæres fra at udtale sig om disse nye oplysninger. Dette vil være et principielt brud med den fremgangsmåde, som loven anviser, hvilket taler for, at klagenævnet i sådanne sager skal hjemvise sagen.

8.3.8 Afgørelsens retskraft

Afgørelser fra Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet er endelig og bindende for såvel afgørelsens adressat som enhver anden borger eller myndighed. Dette betyder, at hvis en borger vil anfægte afgørelsen, må sag anlægges ved domstolene. Derimod har første instansen som udgangspunkt ikke en tilsvarende mulighed, fordi lovgiver med kompetencen til klagemyndigheden hermed har afgjort, at klagenævnet i forhold til forvaltningen har det sidste ord. Det sidste indebærer tillige, at hvis afgørelsen skal anfægtes, må sag anlægges mod klagenævnet, jf. nærmere ndf. om rette sagsøgte.

Dette betyder ikke, at der samtidig er taget stilling til, hvordan afgørelsen skal gennemtvinges i de tilfælde, hvor afgørelsen går ud på afslag på en retlig lovliggørelse. Dette spørgsmål henligger i miljølovene under første instansen og er som nævnt i afsnit 7.5 undergivet særlige regler.

Miljøklagenævnets og Naturklagenævnets afgørelser er kun bindende i det omfang, der i loven er hjemmel til afgørelsen. Det sidste vil bl.a. have betydning i de sager om afslag på retlig lovliggørelse, hvor klagenævnet i præmisserne udtaler sig om erstatningsansvar, hvilket kan illustreres med U

2000.2412 H. Sagen drejede sig om en gyllebeholder, som kommunen havde meddelt byggetilladelse til uden at der forelå den krævede landzonetilladelse efter planlovens § 35. Ved Naturklagenævnets afslag på retlig lovliggørelse lagde nævnet bl.a. vægt på, at kommunen i forhold til ejeren måtte anses som erstatningsansvarlig. Sagen endte for Højesteret, der fandt, at Naturklagenævnet kunne inddrage kommunens mulige erstatningsansvar som et lovligt hensyn i afgørelsen. Heraf følger dog ikke nødvendigvis, at kommunen er erstatningsansvarlig, da dette henhører under domstolene og tillige vil forudsætte, at kommunen blev sagsøgt.

8.4 Domstolene – civilprocessen

De civile miljøsager ved domstolene kan inddeles i to grupper. Den ene gruppe er sager, hvor en miljømyndigheds – herunder et klagenævns – afgørelse eller sagsbehandling anfægtes, fordi der nedlægges påstand om, at afgørelsen er ugyldig, og/eller kræves erstatning fra myndigheden. Den anden gruppe er sager mellem borgerne om miljøspørgsmål og angår typisk naboretlige tvister og sager om køb eller leje af forurenede ejendomme.

Kendetegnede for den første gruppe af sager er, at det drejer sig om lovlig forvaltning. Dette vil kunne være et spørgsmål, om afgørelsen er truffet efter den i loven fastsatte fremgangsmåde, om myndigheden har oplyst sagen tilstrækkeligt, om myndigheden har stedlig og saglig kompetence, om der er hjemmel til afgørelsen i loven, og om myndigheden i øvrigt har handlet ansvarspådragende. Når bortses fra erstatning, ligner de juridiske spørgsmål i disse domstolssager i betydelig grad de spørgsmål, som klagenævnene behandler. Der er dog to afgørende forskelle.

Den første forskel er, at en domstol alene kan tage stilling til de påstande, som parterne har nedlagt. Er de nedlagte påstande hypotetiske eller for ubestemte, må sagen afvises, fordi domstolene ikke begiver sig af med responderende virksomhed, idet domstolene ikke har mulighed for af egen drift at erstatte en nedlagt påstand med en mere hensigtsmæssig påstand. Påstandens formulering er derfor afgørende og må tillige indgå ved bedømmelsen af dommens præjudice for tilsvarende forhold.

Til illustration kan nævnes MAD 2005.2134 H, hvor Højesteret afviste Amager Metro Gruppes sagsanlæg mod Østbaneselskabet, fordi borgergruppen ikke havde den fornødne retlige interesse i anerkendelsespåstand om nedgravning af metroens 3. etape, og fuldbyrdelsespåstanden var for upræcis til at danne grundlag for dom. Se tillige utrykt ØL dom af 1.7.1994, 13. afd. B 308/93, hvor Dansk Ornitologisk Forening (DOF) forsøgte at få standset godkendelsen af Øresundsforbindelsen med henvisning til, at Saltholm var udlagt som

EF-fuglebeskyttelsesområde. DOF påstod, at trafikministeren ved den endelige fastlæggelse af linjeføringen skulle tilpligtes at drage omsorg for, at den faste forbindelse ikke berører eller overskrider grænserne for EF-fuglebeskyttelsesområdet på Saltholm. Landsretten afviste sagen med henvisning til, at påstanden var et pålæg til ministeren »om *fremtidig handlen på et område, der i væsentlig grad må anses som politisk* [og] ikke egnet til at danne grundlag for en retslig behandling, hvortil kommer, at sagsøger i hvert fald i relation til denne påstand ikke kan antages at have en konkret og aktuel interesse i at få spørgsmålet påkendt af domstolene«. Selv om det må medgives, at påstanden var for ubestemt til at kunne danne grundlag for dom, er den del af landsrettens begrundelse, der henviser til, at sagen var »politisk« ikke holdbar og modsiges meget klart af senere EF-domme som sag C-127/02, *Waddenzee*. Se tillige *Pagh:* UfR 1997B.511.

For det andet tager domstolene alene stilling til de faktiske oplysninger og juridiske argumenter, som parterne fremlægger – også betegnet *forhandlingsmaksimen* og *dispositionsmaksimen*. Domstolene tager (med få undtagelser) ikke af egen drift stilling til faktiske eller juridiske spørgsmål, som parterne ikke har rejst. Sagens oplysning og juridiske problemstillinger er således overladt til parterne. Modsat klagenævnsbehandlingen råder retssagens parter i den forstand over sagen.

I de privatretlige miljøsager er spørgsmålet normalt ikke, om myndighedens afgørelse skal overholdes. Typisk drejer det sig om økonomisk krav i anledning af nabogener eller en påstået misligholdelse af en aftale, hvor parternes indbyrdes økonomiske og aftalemæssige mellemværender i alle tilfælde er overladt til parterne. Forhandlingsmaksimen under domstolsprocessen videreføre derfor blot den partsautonomi, som de privatretlige relationer bygger på. I overensstemmelse hermed har dommen alene retskraft for sagens parter og binder ikke tredjemand. Det vil følgelig ikke i en privatretlig tvist mellem to parter være muligt at få dom for, at en miljøgodkendelse skal ændres, da dommen ikke kan binde myndigheden. Også i naboretlige tvister kan der dog opstå spørgsmål, om den forulempende virksomhed overtræder et vilkår i en godkendelse eller er etableret i modstrid med lokalplan, hvormed også gyldigheden af den offentligretlige afgørelse kan få selvstændig betydning.

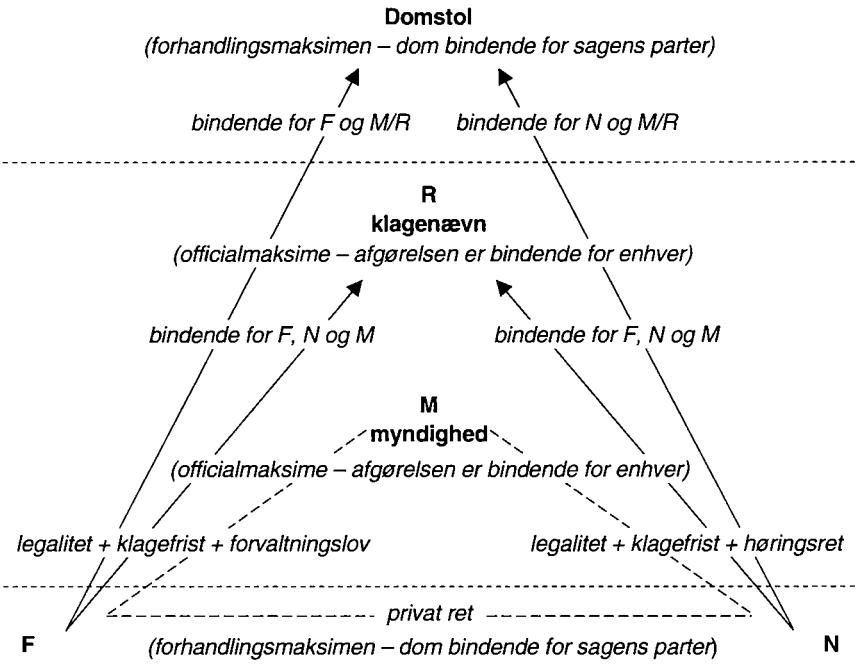
Hvor overgangen til domstolsprocessen i »rent« privatretlige tvister er uproblematisk, stiller det sig anderledes med retssager om myndighedsafgørelser. Problemet er, at disse sager er undergivet samme processuelle ramme som de rent privatretlige sager. Overgangen til domstolen betyder dermed et mere principielt paradigmeskift. Mens sagens oplysning og relevante retsregler skulle afgøres efter officialmaksimen ved både første instans og klagenævn, er det forhandlingsmaksimen, der tager over ved domstolene. Det er nu op til sagens parter at oplyse sagen og fremlægge de hensyn og argumenter (anbringender), som lægges til grund ved domstolens afgørelse. Og mens bå-

de første instansens og klagenævnets afgørelser er bindende for enhver, binder dommen alene sagens parter.

Overgangen til en partsautonom proces kan give problemer i forhold til det triangulære forhold, som præger mange miljøtvister. Anlægger en virksomhed sag mod myndigheden, og får virksomheden medhold, vil det ofte have bebyrdende virkninger for naboer, uanset naboerne ikke er part i sagen. Samtidig vil NGO'er være afskåret fra den påvirkning af beslutningen, de ellers har ret til efter lovgivningen. Tilsvarende vil det være byrdefuldt for en virksomhed, hvis en nabo eller NGO anlægger sag mod en myndighed og får medhold. Problemet er grundlæggende, at processen ved domstolene ikke nødvendigvis »går på tre ben«. Hermed sigtes til, at der ikke er pligt til at inddrage tredjeparter i det triangulære retsforhold.

Dette er forsøgt grafisk illustreret på nedenstående figur over det triangulære forhold sammenholdt med de forskellige processuelle rammer. Over den øverste stiplede linje og under den nederste stiplede linje gælder forhandlingsmaksimen, og retskraften af udfaldet begrænses til parterne. Mellem de to stiplede linjer gælder officialmaksimen, og udfaldet binder enhver.

Oversigt over skift i retskraft og processuelle regler ved overgang fra klagenævn til domstol



Ændringen af processuelle spilleregler bevirker sammen med forskellen i retskraft, at domstolene generelt vil være tilbageholdende med at erstatte den anfægtede afgørelse af en ny afgørelse. I langt de fleste tilfælde vil domstolene alene tage stilling til afgørelsens gyldighed (evt. hjemvisning) og et påstået erstatningsansvar. Forklaringen herpå er primært, at domstolene ikke har garanti for at få en tilstrækkelig oplysning af sagen. Men det spiller også en rolle, at domstolen ikke besidder den særlige sagkundskab, som ofte vil være nødvendig for at fastlægge det præcise indhold af en afgørelse om miljøspørgsmål. Ligeledes har det betydning, at domstolsprocessen ikke giver mulighed for at opfylde de særlige krav til fremgangsmåde, som lovgivningen kræver for f.eks. lokalplaner, VVM og miljøgodkendelser.

Til illustration af forhandlingsmaksimens betydelige praktiske betydning i miljøsager kan nævnes fire domme. I U 1999.1600 H sagsøgte Shell Århus Amtsråd med påstand om, at et af amtet meddelt påbud om forureningsundersøgelser af nogle benzinstationer meddelt efter mbl § 72 var uhjemlet. Det kan på baggrund af dommen konstateres, at amtet slet ikke havde saglig kompetence til at meddele påbud til Shell, da dette vil kræve, at benzinstationerne var A-mærkede listevirksomheder. Shell kunne derfor have vundet sagen uden videre ved påstand om kompetencemangel. Shell ønskede imidlertid at anfægte den tilbagevirkende kraft af mbl § 72, hvorfor Shell afstod fra den sikre og enkle indsigelse. Dommen endte med, at Shell fik medhold. Påbuddet blev underkendt som ugyldigt, idet Højesteret afviste tilbagevirkende kraft uden særlig lovhjemmel. Men dette resultat kunne ikke være nået, hvis Shell havde valgt den sikre udvej. Et andet eksempel er U 2000.1103 H, der angik, om udbygning af vejnet var VVM-pligtig, hvilket Naturklagenævnet havde afvist efter anke. Dansk Cyklistforbund valgte imidlertid at anlægge sag mod kommunen, selv om Naturklagenævnet i dette tilfælde må anses som rette sagsøgte. Kommunen gjorde ikke indsigelse mod, at der kunne føres sag mod kommunen, og sagen endte med, at cyklistforbundet fik medhold. Et tredje eksempel er U 2005.2191 H om gyldighed af lokalplan, hvor kommunens advokat først ved Højesteret gjorde gældende, at en søgsmålsfrist var overskredet. Da Højesteret fandt, at dette anbringende var fremsat for sent, kunne sagen ikke afvises, og det endte med, at kommunen tabte sagen. Endelig kan nævnes U 1995.952 Ø, hvor amtsråd fik medhold i sag mod Miljøklagenævnet om lovligheden af vilkår i en råstoftilladelse, uden at Miljøklagenævnet bestred amtets søgsmålskompetence. Var dette sket, burde sagen formentlig have været afvist.

Det er umuligt inden for denne bogs rammer at give en dækkende fremstilling af de mange processuelle spørgsmål, der ofte opstår i forbindelse med miljøsager ved domstolene. I stedet er valgt at koncentrere fremstillingen om de spørgsmål, der erfaringsmæssigt giver anledning til størst tvivl struktureret efter processens gang. Afsnit 8.4.1 belyser, hvem der har søgsmålskompetence om hvad, afsnit 8.4.2 omhandler, hvem der er rette sagsøgte, og afsnit 8.4.3 handler om betydningen af søgsmålsfrister. I afsnit 8.4.4 belyses foreløbige retsmidler, og i afsnit 8.4.5 omtales nogle af de bevisretlige spørgsmål,

som opstår i miljøsager. Gennemgangen afsluttes med en omtale af dommens retskraft i miljøsager i lyset af forhandlingsmaksimen.

8.4.1 Hvem har søgsmålskompetence og om hvad?

Betingelsen for, at en borger eller myndighed (sagsøger) kan rejse en sag mod en anden borger eller en myndighed (sagsøgte), er, at den sagsøgende borger har søgsmålskompetence. Dette udtrykkes almindeligvis som et krav om, at sagsøger har *»retlig interesse«* i at få dom for den påstand, som sagsøger vil nedlægge. Med kravet om »retlig interesse« er det søgt udtrykt, at sagsøger skal have tilstrækkelig tilknytning til sagen. Begrebet understreger, at påstanden skal angå et retligt spørgsmål (og f.eks. ikke et ideelt synspunkt), og at forholdet skal være konkret og aktuelt, således at en dom har følger for parternes retsstilling og ikke har responderende karakter.[35]

Problemet er – som *Gomard* anfører – at begrebet er »cirkulært. Interessen er retlig, dersom den er retsbeskyttet«, hvorfor begrebet som kriterium for søgsmålskompetencen kan opfattes som udtryk for et opgør med den *»subjektive ret«*, der skal understrege den brede interesseafvejning, domstolene foretager ved bedømmelse af, om en bestemt part har søgsmålsret om en nedlagt påstand.[36] Med det sidste understreges, at de interesser, retsordenen værner for den enkelte borger og myndighed, har ændret sig fra den subjektive rets forestillinger, hvor retsordenen alene beskyttede borgerne mod de umiddelbare integritetskrænkelser på helbred og ejendom. Tilbage er dog et krav om, at sagsøger har en sådan konkret forbindelse til sagen, at hvis sagsøgers udlægning af omstændighederne ellers er korrekt, vil en manglende dom for den nedlagte påstand udgøre en krænkelse af sagsøgers retligt værnede interesser – eller som det udtrykt i amerikansk ret en »injury in fact« forstået i meget vid betydning.[37]

Bedømmes søgsmålskompetencen i relation til den triangulære tvist, er det nødvendigt med to sondringer. For det første må der sondres mellem, om sagsøger er den bebyrdede virksomhed/borger F, den berettigede nabo N eller myndigheden M. For det andet må sondres mellem tre forskellige typer påstande, nemlig: (1) påstande om en forvaltningsakts gyldighed, (2) påstande

35. *Eva Smith:* Civilproces, 2000, p. 218 f; *Bent Christensen:* Domstolsprøvelse af forvaltningsakter, 1988, p. 18. Se til illustration U 2005.2134 H, hvor søgsmål fra borgergruppe mod Østamagerbaneselskabet afvist, fordi dommen ikke havde betydning for parternes retsstilling.
36. Se *Gomard:* Civilprocessen, 2000, p. 356 f.
37. For en mere fyldig uddybning af dette synspunkt med omtale af dansk, norsk, amerikansk, hollandsk, EU-ret m.v. se *Pagh:* Miljøansvar 1998, p. 486 ff.

om håndhævelse af en offentligretlig norm og (3) påstande af privatretlig karakter.

8.4.1.1 Forureneren og bygherrens søgsmålskompetence

For den bebyrdede borger/virksomhed F er det selvindlysende, at F har retlig interesse og dermed søgsmålskompetence til at anfægte gyldigheden af såvel forvaltningsakten som de administrative håndhævelsesskridt, myndigheden måtte iværksætte. Den omstændighed, at den bebyrdende offentlige norm er fastsat ved lov eller bekendtgørelse, fratager ikke F mulighed for at få gyldigheden prøvet, hvis F er direkte berørt, jf. U 2002.1253 HK.[38] Derimod vil F ikke have søgsmålskompetence mod rekursinstansen, blot fordi F er uenig i de synspunkter, der har begrundet afgørelsen, jf. U 2001.111 H, hvor søgsmål mod Naturklagenævnet blev afvist, fordi klager havde fået medhold. I forhold til den begunstigede borger N må det anses som tvivlsomt, om F kan anlægge sag med påstand om, at N er pligtig at tåle bestemte gener, men i helt specielle tilfælde kan muligheden næppe helt udelukkes.

8.4.1.2 Naboers søgsmålskompetence

Som nævnt ovf. i afsnit 6.6 ligger det fast, at naboer, der hævder sig krænket af ulemper fra en virksomhed, kan anlægge sag mod virksomheden, uanset om myndigheden har godkendt aktiviteten. Men hvis myndigheden har godkendt den aktivitet, som naboen hævder er retsstridig, afskærer dette naboen fra i en sag mod virksomheden at få prøvet gyldigheden af myndighedens godkendelse, når myndigheden ikke er part i sagen. I forhold til en af miljømyndighederne godkendt forulempende aktivitet, kan naboer derfor alene få prøvet påstande om erstatning for ulempen. Derimod må påstande om at bringe den godkendte aktivitet til ophør afvises, når myndigheden ikke er part i sagen. Dette indebærer omvendt, at naboer kan anlægge sag mod myndigheden, hvis den påberåbte gene er tilladt af myndigheden, og søgsmålsfristen ikke er udløbet.

Det er derimod mere uklart, om naboer også kan anlægge sag mod en virksomhed for at håndhæve den offentligretlige norm. Når sager af denne

38. Sagen angik, om et ved bekendtgørelse fastsat forbud mod bestemte aktivstoffer i bekæmpelsesmidler var i modstrid med EU-retten, hvilket Højesteret modsat landsretten fandt kunne prøves, idet Højesteret dog samtidig afslog opsættende virkning af sagsanlæg. Efterfølgende fandt Østre Landsret ved kendelse i MAD 2005.116, at det ved bekendtgørelsen meddelte forbud var erstatningspådragende. Se hertil *Pagh:* Er miljøministeren erstatningsansvarlig for EU-retsstridigt forbud mod bekæmpelsesmidler, TfM 2005, p. 387.

karakter i flere tilfælde er afvist, skyldes det risikoen for, at sagen herved ikke oplyses tilstrækkeligt, og at der kan opstå en uensartet praksis med håndhævelse af de offentligretlige normer.[39] Denne retsopfattelse må modificeres på miljørettens område.

For det første giver planlovens § 62, stk. 3, hjemmel til, at naboer og andre borgere med fornøden retlig interesse kan håndhæve lokalplaner, jf. nærmere ovf. i afsnit 7.5.4. For det andet betyder EU's ratifikation af Århus-konventionen om borgernes rettigheder på miljøområdet, at den i planloven anførte ret til privat håndhævelse af lokalplanovertrædelser skal udstrækkes til andre miljølovsovertrædelser. Efter artikel 9(3) er der krav om, at borgerne skal have adgang til at håndhæve overtrædelser af miljølovene, uanset om overtrædelsen begås af myndigheden eller borgerne – om end den nærmere adgang langt fra er afklaret, jf. nærmere ovenfor i afsnit 8.2.4.

8.4.1.3 NGO'ers søgsmålskompetence

Når det gælder NGO'ers søgsmålsadgang, er forholdet endnu mere kompliceret. I relation til søgsmål mod private må fastholdes, at en sådan adgang må afvises, medmindre der er udtrykkelig hjemmel i lov. En sådan hjemmel er indeholdt i fiskerilovens § 34, hvorefter bl.a. Dansk Sportsfiskerforbund har adgang til håndhæve ulovlige udledninger til vandmiljøet, hvis disse giver anledning til genudsættelse af fiskeyngel, idet forbundet kan kræve erstatning for disse udgifter, hvis de skyldes ulovlig udledning.[40] Herudover må NGO'er på grundlag af planlovens § 62 indrømmes en adgang til at håndhæve lokalplaner, men ellers savnes lovhjemmel.

Når det derimod drejer sig om NGO'ers adgang til ved søgsmål at anfægte gyldigheden af myndighedsafgørelser og lovligheden af myndigheders (manglende) håndhævelse af offentligretlige regler, må det principielle synspunkt modificeres. For det første indebærer den udvidede klageret til NGO'er i miljølovgivningen, at NGO'er i en række tilfælde kan påklage afgørelser til rekursinstansen. I det omfang en klagende NGO ikke får medhold ved rekursinstansen, vil den pågældende NGO kunne anlægge sag herom ved domstolene på grundlag af prøvelsesretten efter grundlovens § 63. For det andet viser de seneste 25 års retspraksis, at NGO'er kan have søgsmålskompetence, selv om søgsmålet ikke angår en afgørelse truffet på grundlag af klage til rekursinstansen.

39. Se *Gomard:* Civilprocessen, 2000, p. 356 f.
40. Se *Pagh:* Miljøansvar 1998, p. 450 ff.

I U 1988.878 V anerkendte landsretten, at en lokal sportsfiskerforening kunne kræve erstatning fra landmand for udgifter til genudsættelse af yngel, selv om foreningen ikke havde fiskeret. Tilsvarende U 1994.780 ØLK, hvor landsretten anerkendte, at Greenpeace havde søgsmålskompetence i sag mod trafikministeren vedrørende lov om den faste forbindelse over Øresund, selv om loven ikke indeholdt hjemmel. Og endelig kan nævnes U 2001.1594 V, hvor Dansk Sportsfiskerforbund fik anerkendt søgsmålskompetence om tilladelse til udsættelse af bæver for den del sag afgørelsen, der ikke havde været omfattet af klagesagen ved Naturklagenævnet. Søgsmålsret forudsætter dog, at den nedlagte påstand er judiciabel, jf. U 2005.2134 H, hvor Amager Metro Gruppens sagsanlæg mod Østamagerbaneselskabet vedrørende etablering af tredje etape af metro blev afvist, fordi påstanden rummede en sådan uklarhed, at den ikke var egnet til judiciel bedømmelse.

For det tredje er der med Århus-konventionen og direktiv 2003/35 indført krav om, at NGO'er skal have fuld prøvelsesadgang vedrørende alle beslutninger, som angår de såkaldte IPPC-virksomheder. Det sidste betyder, at ikke blot godkendelser, men ethvert påbud til disse virksomheder – herunder også myndighedens beslutninger om håndhævelse – skal kunne prøves. De danske regler indeholder indtil nu ikke regler, der fuldt ud modsvarer Århus-konventionen og direktivets krav, som anført ovenfor i afsnit 8.2. Dette ændrer dog ikke ved, at domstolene efter princippet om EU-rettens direkte effekt skal sikre en sådan søgsmålsadgang, hvilket hidtidig praksis ligeledes synes at bekræfte, om end der fortsat savnes direkte håndhævelsessager.[41]

Samlet betyder disse ændringer, at de her omhandlede problemer med rammen for processen og dommenes retskraft yderligere kompliceres af en udvidet søgsmålsadgang.

8.4.1.4 Myndigheders søgsmålskompetence mod forurener eller bygherre

For myndigheden M vil søgsmål om en forvaltningsakts gyldighed kun være relevant, hvis afgørelsen er truffet af en anden myndighed, typisk rekursmyndigheden. Og her er det klare udgangspunkt, at søgsmål må afvises, medmindre den sagsøgende myndighed har en økonomisk interesse i udfaldet, jf. nærmere ndf.

I forhold til F, der bebyrdes af afgørelsen, vil et sagsanlæg fra myndigheden M mod F om gyldigheden af afgørelsen ikke være mulig. Ønsker M via et sagsanlæg mod F at anfægte gyldigheden af rekursmyndighedens afgørelse, må sagsanlæg afvises, da dette må rettes mod rekursmyndigheden i de få tilfælde, hvor dette måtte være muligt. Tilsvarende kan myndigheden M hverken anlægge anerkendelsessøgsmål mod den bebyrdede F eller den be-

41. Se i samme retning *Koester:* Miljøretten 1, 2006, p. 193 – men kun som et forsigtigt bud på fremtiden.

gunstigede N for at få en af disse til at anerkende gyldigheden af en afgørelse truffet af M. Begrundelser er, at dette i forvejen følger af grundlovens § 63, og en eventuel prøvelse af den bebyrdende forvaltningsakts gyldighed kan ske i forbindelse med de håndhævelsesskridt, som myndigheden M iværksætter.

Derimod vil myndigheden M havde adgang til ved civilt søgsmål at håndhæve forvaltningsakten,[42] hvor der naturligvis må ske en prøvelse af forvaltningsaktens gyldighed. I relation til søgsmålkompetencen gælder for myndigheden M den selvstændige begrænsning, at M kun vil kunne gennemføre håndhævelsessøgsmål mod F, i det omfang M i lovgivningen er tillagt kompetencen til at håndhæve den pågældende forvaltningsakt eller offentligretlige norm.

8.4.1.5 Sager mellem første instans og klagenævn m.v.

Et selvstændigt problem opstår, hvor første instansen sagsøger rekursinstansen for at få omgjort rekursinstansens afgørelse – dvs. sager mellem myndigheden M og klagenævn.[43] Udgangspunktet er, at sagen skal afvises, medmindre første instansen har en konkret økonomisk interesse i sagens udfald, jf. U 2004.1513 H, hvor der dog var disens for, at kommunens administration af loven begrunder en prøvelsesret.[44]

Undtagelsen for kommunens økonomiske interesse er til tider trukket ganske langt. I MAD 2002.580 ØLK blev kommunes sag mod Naturklagenævnet og en bilforhandler antaget med henvisning til, at bilforhandleren havde varslet et muligt erstatningskrav mod kommunen. Da rekursinstansens underkendelse af første instansen vil kunne medføre sådanne erstatningskrav, jf. MAD 2004.672 B, er der med en så lempet betingelse åbnet for yderligere sagsanlæg mellem de involverede myndigheder.

Hertil kommer yderligere, at også i disse sager fastholdes dispositionsmaksimen, jf. U 2004.960 H, hvor Silkeborg Kommune fik underkendt Naturklagenævnets underkendelse af kommunens forbud mod ændret anvendelse af erhvervsejendom, uden at kommunen ses at have dokumenteret en særskilt økonomisk interesse i sagen. På linje hermed kan nævnes U 1995.952 Ø, hvor Nordjyllands Amt fik medhold i sag mod Miljøklagenævnet om lovlig-

42. Se J. *Mathiassen:* Forvaltningen som sagsøger, Juristen 2004, p. 229.
43. Se tillige *J. Mathiassen:* UfR 2004B.171.
44. Tilsvarende kan nævnes U 1998.672 Ø: Kommunes søgsmål mod Naturklagenævn afvist; MAD 1998.025 V: Kommune havde ikke søgsmålskompetence mod Naturklagenævnets underkendelse af kommunes håndhævelsespåbud; U 1997.1304 Ø: Hørsholm Kommunes søgsmål mod Naturklagenævnet afvist.

heden af vilkår i en råstoftilladelse, uden at Miljøklagenævnet bestred amtets søgsmålskompetence.

Et endnu mere ekstremt udslag af denne tilbageholdenhed i domstolenes prøvelse af egen drift ses i MAD 2004.1395, hvor Vejdirektoratet anlagde sag mod Naturklagenævnet i en sag om fredning. Da Vejdirektoratet på linje med Naturklagenævnet er en del af staten, burde sagen have været afvist. Accepten af sagsanlæg giver anledning til to indsigelser. Dels den formelle, at staten fører sag mod staten, hvilket forekommer meningsløst: et retssubjekt kan ikke føre sag mod sig selv, men må løse sådan konflikter internt. Dels den reelle, at lovgiver har givet Naturklagenævnet kompetence til endeligt at afgøre sager om fredning, hvilket nødvendigvis må være bindende for alle statslige myndigheder. Medfører sådanne afgørelser tab for statslige styrelser, kan de ikke gå til domstolene, men må henvende sig til finansministeren.

Domstolenes hidtidige forståelse af de processuelle rammer for indbyrdes sager mellem myndigheder indebærer dermed en fravigelse af formålet med rekursen: *at få en endelig administrativ afgørelse*. For de berørte borgere har sådanne sager den svaghed, at borgernes interesser ikke nødvendigvis er sammenfaldende med første instansens eller rekursintansens. Borgerne køres dermed ud på et sidespor, når de ikke inddrages i processen. På miljøområdet, hvor borgerne på grundlag af Århus-konventionen og EU-regler i ganske mange tilfælde er tillagt en særlig ret til forudgående høring og prøvelse,[45] kan dommen direkte komme i konflikt med bindende EU-regler.

8.4.2 Hvem er rette sagsøgte

Hvem der er rette sagsøgte, beror naturligvis på, hvilken påstand der nedlægges. Når det er nødvendigt at omtale spørgsmålet lidt nærmere, skyldes det, at der i miljøsager ofte er tvivl om to spørgsmål. Det ene opstår, når klagenævnet har afgjort sagen, hvor spørgsmålet er, om sag skal anlægges mod første instans eller klagenævnet, hvis klager eller modparten er utilfreds med afgørelsen. Det andet hænger sammen med det triangulære forhold, hvor spørgsmålet er, om den nabo N, som finder sig forulempet af F's aktivitet/byggeri, skal anlægge sag mod miljømyndigheden for ikke at gribe ind, eller om N skal anlægge sag mod F – eller eventuelt dem begge. Og en tilsvarende problemstilling kan opstå, hvis N uforvarende køber en forurenet ejendom og mener, at myndigheden burde have grebet ind mod den tidligere ejer af ejendommen.

45. Se *Pagh:* Når Retsplejelov og klageregler ikke rækker ..., TfM 2005, p. 365.

8.4.2.1 Sagsanlæg mod den private part F

Spørgsmålet om N's sagsanlæg mod F for forurening eller andre miljømæssige ulemper kan opstå i tre tilfælde. Det ene er, når F ved overholdelse af miljøgodkendelser og andre offentligretlige godkendelser alligevel påfører N naboretlige ulemper. Det andet er, hvis F som følge af overtrædelse af miljøgodkendelser eller andre offentligretlige godkendelser, påfører N naboretlige ulemper. Og det tredje tilfælde er, hvor F's forulempende aktivitet ikke er omfattet af offentligretlig lovgivning.

I det første tilfælde viser nyere praksis, at en offentligretlig godkendelse af den forulempende aktivitet ikke hindrer, at naboer N søger erstatning fra F for de ulemper, som F's aktivitet/byggeri påfører N. Der vil herved kunne henvises til U 1995.466 H (Rensningsanlæg), MAD 1999.88 V (losseplads), U 2006.1290 H (antennemast), U 1999.353 H og U 1999.360 H (vejstøj), U 2001.929 V (vindmøller). Heraf følger ikke nødvendigvis, at N får medhold, men alene at N kan få prøvet, om F påfører N ulemper, som overskrider den naboretlige tålegrænse. Det følger af, at dommes retskraft er begrænset til parterne, og af den offentligretlige godkendelses retskraft, at N ikke ved dom mod F kan få ændret de offentligretlige vilkår.

I det andet tilfælde er spørgsmålet om F som rette sagsøgte ikke alene afhængig af påstanden, men tillige af N's søgsmålskompetence. Som anført giver planlovens § 62, stk. 3, udtrykkeligt mulighed for, at N sagsøger F for lokalplanovertrædelser. Og herudover må der indrømmes N en vis adgang til håndhævelse direkte over for F, jf. ovf. om søgsmålskompetence – om end retsstillingen her er mere uafklaret.

I det sidste tilfælde, som f.eks. foreligger ved skyggende træer, er det oplagt, at N kan anlægge sag mod F, hvor retten må tage stilling til, om den naboretlige tålegrænse er overskredet.

8.4.2.2 Sagsanlæg mod klagenævn eller første instans

Er en myndigheds afgørelse indbragt for og afgjort af Miljøklagenævnet eller Naturklagenævnet, vil der både for afgørelsens adressat F og for N (berørte naboer og NGO'er) opstå spørgsmålet, om sag skal anlægges mod klagenævnet eller første instansen.

Med klagenævnets afgørelse af klagen indtræder klagenævnet som udgangspunkt i første instansens rolle i det triangulære retsforhold, idet det på forhånd må afvises, at Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet kan anses som tvistløsningsorganer på linje med de tidligere landvæsensretter, der efter MAD 2005.700 Ø kunne sidestilles med domstole. Når Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet har truffet en afgørelse, har klagenævnet autoritativt fastlagt den offentligretlige norm. Hvis N eller F ønsker at anfægte klagenævnets

afgørelse, må sag derfor som udgangspunkt anlægges mod klagenævnet og ikke første instansen. Anlægges sagen i stedet mod første instansen, og har klagenævnet foretaget en fuld prøvelse, må sagsanlæg som udgangspunkt afvises, da klagenævnet i så fald er rette sagsøgte.

Se til illustration U 2005.2809 H, der angik, om byggetilladelse var i modstrid med lokalplan, og hvor nabo anlagde sag mod både Naturklagenævnet og kommunen, men hvor det blev afvist, at kommunen var rette sagsøgte vedrørende påstand om, at Naturklagenævnets afgørelse var ugyldig, idet Højesteret anførte: »Sagen angår i realiteten alene forståelsen af begrebet én bolig i lokalplanbestemmelsen, og dette spørgsmål er uden begrænsning efterprøvet af Naturklagenævnet. Påstandene indebærer ikke en pligt for kommunen til at udstede en forvaltningsakt eller i øvrigt foretage aktive skridt. Herefter og i øvrigt af de grunde, der er anført af landsretten, tiltræder Højesteret, at Værløse Kommune ikke er rette sagvolder.«

Dette udgangspunkt må dog nuanceres på flere punkter. For det første prøver domstolene ikke af egen drift, om M er rette sagsøgte, jf. U 2000.1103 H, hvor Højesteret i sag mod kommunen underkendte Naturklagenævnets afgørelse om, at miljøvurdering (VVM) af vejudbygning ikke var påkrævet. Dette må sammenholdes med, at Naturklagenævnet efter planloven havde foretaget en fuld prøvelse af netop dette spørgsmål. Under hensyn hertil ville det være i modstrid med lovens klagesystem, hvis kommunen efterfølgende pålagde VVM. I denne sag kompliceres forholdet yderligere af, at kommunen også var anlægsmyndighed og ved lokalplan uden VVM havde etableret det legale grundlag for vejanlægget. Kommunen var således både myndighed og pligtsubjekt – eller i trekanten både myndighed (M) og »bygherre« (F). Da sagen var afgjort af Naturklagenævnet, kunne sagsanlæg mod kommunen ikke støttes på, at nævnet var tvistløsningsorgan. Men alligevel blev sagen afgjort uden Naturklagenævnets indtræden.

For det andet vil der være tilfælde, hvor første instansen alligevel er rette sagsøgte. Dette er tilfældet, når rekursinstansen har afvist sagen som i U 2003.1628 Ø om gyllebeholder. Men det vil tillige være tilfældet, når der rejses erstatningskrav mod førsteinstansen som i 2005.2885 H om vindmøllepark ved Baggevogn Gods, eller hvis der nedlægges påstand om fysisk lovliggørelse, idet fysisk lovliggørelse henhører under førsteinstansen, jf. U 2003.1150 HK. Det afgørende må være, om den nedlagte påstand har været prøvet af rekursinstansen. Det sidste volder dog domstolene vanskeligheder, som det fremgår af U 2002.757 H, hvor Højesteret fandt, at kommune kunne sagsøges om afslag på dispensation fra lokalplan, selv om afgørelsen var stadfæstet af Naturklagenævnet. Uanset at Naturklagenævnets prøvelse af lokalplandispensationer er begrænset til retlige spørgsmål, forekommer afgørel-

sen forkert, da Højesterets prøvelse i så fald er undergivet samme begrænsning. Tilsvarende må det anses som en fejl, at landsretten i MAD 2005.163 Ø udtalte, at der i sag om Naturklagenævnets afslag på landzonetilladelse og dispensation fra strandbeskyttelseslinje kunne anlægges sag mod både nævnet og amtet. Dette må afvises, da Naturklagenævnet havde foretaget fuld prøvelse.[46]

For det tredje er der det selvstændige problem, at klagenævnet kun har begrænset rådighed over sagen. For nok kan Naturklagenævnet tage stilling til, hvilket indhold en godkendelse eller et påbud skal have, men Naturklagenævnet har ikke beføjelse til at afgøre, hvordan disse vilkår skal håndhæves, medmindre det drejer sig om klage over et håndhævelsespåbud, jf. ovf. i afsnit 7.5.4. Er sagens spørgsmål, om et bestående forhold skal lovliggøres ved en godkendelse (f.eks. en landzonetilladelse), vil det ikke i forhold til klagenævnet være muligt at nedlægge påstand om fysisk lovliggørelse, da dette henhører under førsteinstansen, jf. U 2003.1150 HK. Kun hvis førsteinstansen tillige sagsøges for dette forhold (eller selv anlægger sag), vil en sådan påstand kunne påkendes.[47]

Selv om førsteinstansen ikke er inddraget i sagen, sker det lejlighedsvis, at der med dommen indirekte pålægges retsfølger for myndigheden i første instans, jf. Højesterets dom i Bilka-sagen, U 2004.1849 H. I denne sag havde Naturklagenævnet ikke fundet grundlag for at underkende kommunens dispensation fra lokalplan, hvorefter den lokale købmandsforening sagsøgte nævnet, som ved Højesteret blev dømt til at anerkende, at nævnets »afgørelse af 11/8 1999 i sagen om opførelse af et butikscenter i området omfattet af Horsens Kommunes lokalplan nr. 93 er ugyldig«. Konsekvensen af dommen er, at kommunens dispensation fra lokalplanen er ugyldig, men Naturklagenævnet har ingen mulighed for at rette op på forholdet, hvorfor det på forhånd var udelukket at nedlægge påstand om fysisk lovliggørelse. Derimod forpligter dommen kommunen, men uden at tage stilling til forpligtelsens nærmere indhold. Der ses således ikke med dommen taget stilling til, om lovliggørelse

46. Om rette sagsøgte ved administrativ rekurs se *J. Mathiassen:* UfR 2004B.171, der peger på et kompetencesynspunkt som grundlag, hvor loven ikke giver et sikkert svar. Om problemer ved sagsanlæg mod klagenævn se tillige debatten mellem *Basse* og *Spleth* i UfR 1983B.389, UfR 1984B.185 og UfR 1984B.287.
47. I Bilka-sagen (U 2004.1849 H), hvor købmænd anfægtede Naturklagenævnets stadfæstelse af lovligheden af dispensation fra lokalplan, var det følgelig ikke muligt at nedlægge påstand om fysisk lovliggørelse, medmindre købmændene tillige havde anlagt sag mod kommunen. Omvendt begrundede samme synspunkt i U 2003.1150 H, at sag om retsfølgerne af lokalplanstridigt byggeri kunne anlægges mod kommune.

skal ske fysisk (ved at fjerne bygning eller ændre anvendelse) eller retligt ved vedtagelse af ny lokalplan. I MAD 2004.1023 afviste kommunaltilsynet for Århus således, at tilsynet kunne pålægge kommunen, hvorledes lovliggørelse skulle ske.

Det er ikke altid parterne opdager denne begrænsning i domstolsprocessen. Som eksempel kan nævnes U 2005.3188 H om Vatelunden, der angik en større bolig opført uden byggetilladelse og i strid med en fredningsdeklaration. Ved Højesteret endte sagen med en stadfæstelse af fredningsnævnets og siden Naturklagenævnets afslag på retlig lovliggørelse og krav om fysisk lovliggørelse. Herved overså Højesteret, at hverken fredningsnævnet eller Naturklagenævnet har kompetence til at kræve fysisk lovliggørelse. Tværtimod følger det af naturbeskyttelseslovens regler om håndhævelse, at kompetencen ligger hos kommunen, der efter naturbeskyttelseslovens § 74 først kan gennemtvinge håndhævelsen, når der ved dom er meddelt påbud om fysisk lovliggørelse. Grundet lovens kompetenceordning er man derfor i den underlige situation, at en gennemtvingelse af Højesterets dom kræver en ny dom.[48]

8.4.3 Søgsmålsfrister

De fleste miljølove angiver en søgsmålsfrist, hvorefter en domstolsprøvelse af myndighedernes afgørelser kræver sagsanlæg inden seks måneder efter afgørelsen er meddelt. Efter jfl § 87 er søgsmålsfristen dog ét år.[49] Det er i statsretlig teori fast antaget, at lovgiver kan gennemføre denne processuelle indskrænkning af adgangen til prøvelse af øvrighedsmyndighedens grænser efter grundlovens § 63.[50] Søgsmålsfristen gælder dog ikke i straffesager, jf. U 1980.30 H. Dette kan begrundes med princippet i straffelovens § 1, hvorefter

48. Se *Pagh:* Når en Højesteretsdom kræver en ny dom, TfM 2005, p. 397 – hvor der tillige som et andet eksempel på samme problem nævnes U 2005.2527 H, hvor Højesteret gav kommunen og Naturklagenævnet medhold i afslag på dispensation fra lokalplan, men hvor det som følge af planlovens regler om håndhævelse kræver en ny dom at gennemtvinge også denne højesteretsdom.
49. I havmiljøloven er derimod ingen søgsmålsfrist, hvilket muligvis kan tilskrives, at det i de fleste tilfælde alene er afgørelsens adressat, som indretter sig i tillid til myndigheders afgørelser. Problemet kan dog opstå på grundlag af den i havmiljølovens § 52 sikrede klageadgang for NGO'er. Får en NGO ikke medhold ved Miljøklagenævnet, vil NGO'en således flere år efter kunne rejse en sag om gyldigheden af Miljøklagenævnets afgørelse.
50. *Zahle:* Dansk Forfatningsret, bd. 2, 1996, 236; *Hagel-Sørensen:* Danmarks Riges Grundlov (Zahle, red.) 1999, s. 300. En sådan prøvelsesbegrænsning er forenelig med den Europæiske Menneskerettigheds Konventions artikel 6, når blot den ikke gør prøvelsesadgangen illusorisk og i øvrigt er proportional – se *Dejbjerg Pedersen og Skovsgaard Haugaard:* Domstolesprøvelse, 2001, p. 53.

strafansvar forudsætter overtrædelse af et i loven fastsat gerningsindhold, hvor en fastholdelse af søgsmålsfristen vil betyde, at der kan idømmes strafansvar for overtrædelse af en ugyldig afgørelse. Søgsmålsfristen gælder kun for afgørelser, der er truffet, efter at der i miljølovene blev indføjet en søgsmålsfrist, jf. U 1996.1474 H.

Søgsmålsfristen begynder at løbe, »når afgørelsen er meddelt«. Er første instansens afgørelse indbragt for klagenævn, begynder fristen ikke at løbe, før klagenævnets afgørelse foreligger, jf. U 1999.311 Ø. Afgørelsen anses for meddelt, når den er modtaget eller på anden vis er kommet til kundskab. Til forskel fra klagefristen tyder flere domme på, at søgsmålsfristen ikke er helt så absolut, idet der kan åbnes for mindre begrundede fristoverskridelser, jf. forudsætningsvis U 1990.824 H og MAD 2001.581 Ø, hvor overskridelsen i begge sager var så betydelig, at sagen blev afvist.

Det har været omtvistet, om den sagsøgte myndighed kan give afkald på indsigelsen, idet et benægtende svar forudsætter, at domstolene af egen drift påser søgsmålsfristen. Den overvejende antagelse er, at myndigheden ikke har pligt til at påberåbe sig søgsmålsfristen,[51] hvilket bl.a. er begrundet med, at den sagsøgte myndighed kan tilbagekalde afgørelsen, men tillige kan begrundes med forhandlingsmaksimen. Antagelsen bekræftes af nyere praksis. I U 2003.798 H og U 2005.2191 H afviste kommunes indsigelse om søgsmålsfrist som for sent indkommet, og i U 2002.757 H blev det uprøvet lagt til grund, at kommunen havde frafaldet indsigelse om søgsmålsfrist. Det må derfor antages, at søgsmålsfristen er dispositiv og ikke påses af domstolene af egen drift (*ex officio*) og næppe heller kan kræves påberåbt af kommunen. Den dispositive karakter af søgsmålsfristen bevirker omvendt, at forligsforhandlinger med kommunen ikke afskærer kommunen fra senere at gøre søgsmålsfristen gældende, jf. MAD 2003.1256 Ø.

Søgsmålsfrister i miljølovene kom først ind med den store miljølovsreform i 1991/92.[52] Begrundelsen for indførelse af søgsmålsfristen var i motiverne til mbl § 101 begrænset til en kort passus om, at »søgsmålsfristen forekommer berettiget af hensyn til at sikre, at der

51. Se: *Gomard:* Civilprocessen, 2000, p. 42; *Bent Christensen:* Prøvelse, 1994; *Moe:* UfR 2002B.156 og *Pagh:* UfR.2002B.247. Derimod antager *J. Mathiassen* mere forsigtigt, at domstolene *»kan«* påse søgsmålsfristerne ex officio, men vedgår, at spørgsmålet er omtvistet, og at domstolene ikke afviser sagen, hvis myndigheden accepterer fristoverskridelsen (Forvaltningsret, 2004, p. 357). Så vidt ses er det kun *Bjerring og Møller*, der antager uden forbehold, at fristen ikke kan fraviges af den sagsøgte myndighed – Mbl-kommentar, 1998, p. 749.
52. Kommuneplanlovens § 49 og råstofloven fra 1977 § 35 indeholdt i forvejen en søgsmålsfrist på 6 måneder.

efter en periode ikke kan rejses tvivl om rigtigheden af en afgørelse«.[53] Motiverne til den tilsvarende regel i nbl § 88 henviser blot til, at reglen svarer til de øvrige love på miljøområdet.[54] Derimod viser motiverne til planlovens § 62, at søgsmålsfristen er hentet fra den tidligere kommuneplanlovs § 49.[55] Af motiverne til kommuneplanloven fremgår, at søgsmålsfristen er hentet fra byplanloven, idet man ved kommuneplanloven valgte at forlænge fristen fra tidligere 6 uger til 6 måneder, fordi den korte frist på 6 uger havde givet anledning til kritik.[56] Når søgsmålsfristen kom ind i miljølovene, må det formentlig tilskrives den med reformen tilstræbte lovsamordning. Nærmere overvejelser om konsekvenserne ses ikke i de offentliggjorde forarbejder. Selv om Lotz III-udvalgets betænkning nr. 1168/ 1989 foreslog indskrænkninger i klageretten og udvidet anvendelse af endelighedsbestemmelser, ses søgsmålsfristen ikke overvejet. Det eneste, betænkningen anfører om domstolene, er, at den indskrænkede klageadgang kan medføre, at der på enkelte områder kan forventes en stigning i antallet af sager, der forelægges domstolene (p. 79). Der savnes således nærmere begrundelser for, at kommuneplanlovens søgsmålsfrist er overført til den øvrige miljølovgivning, hvor myndighedernes sagsbehandling ikke er undergivet de i planloven anvendte tidsfrister, og hvor der ikke som i planlovens § 62, stk. 3, er generel hjemmel til, at borgerne håndhæver afgørelser efter loven.

Selv om det ligger fast, at søgsmålsfristen gælder ved prøvelse af myndighedsafgørelser, er det omtvistet, i hvilket omfang søgsmålsfristen er præjudicerende for sager om erstatning eller andre krav i anledning af afgørelsen. Det er forholdsvis oplagt, at private tvister ikke kan være bundet af søgsmålsfristen. Problemet melder sig imidlertid i relation til myndighedens mulige erstatningsansvar eller andre krav i anledning af myndighedens afgørelse. Anses søgsmålsfristen i disse sager for ubetinget bindende, vil det i praksis betyde, at 1908-lovens femårige forældelse er erstattet af en seks måneders frist (i jfl af en ét års frist) mht. miljømyndigheders offentligretlige erstatningsansvar for afgørelser efter miljølovene.[57] En så vidtgående afskærmning af myndigheders erstatningsansvar forekommer betænkelig uden klare støtte i motiverne, der ikke giver noget holdepunkt for, at miljømyndigheders erstatningsansvar skulle være undtaget fra 1908-lovens femårige forældelse. Når bortses fra U 1999.1444 V, tyder nyere retspraksis ikke på en sådan begrænsning af søgsmålsfristens anvendelsesområde, jf. U 1980.373 H og U 1995. 523 V. Tilsvarende viser U 2003.798 H forudsætningsvis, at søgsmålsfristen også gælder i sager om økonomiske krav mod miljømyndighederne i anledning af f.eks. ulovlige påbud. Højesterets dom i U 2006.306 H vedrørende mulighe-

53. FT 1990-91, A, sp. 1579.
54. FT 1990-91, A, sp. 1502.
55. FT 199091, A, sp. 1797.
56. FT 1974-75, A, sp. 2825.
57. Tilsvarende *Toftegaard Nielsen:* Miljøretten 1, 2006, p. 720.

den for at regulere timeshare i lokalplan rejser imidlertid på ny spørgsmål ved denne praksis. Sagen udsprang af en privat tvist, idet køber af en ferielejlighed, der i lokalplan var udlagt som timeshare, krævede handlen hævet med henvisning til, at kommunen ikke ville godkende aftalen pga. lokalplanen, hvorfor kommunen blev stævnet. Selv om lokalplanen var vedtaget mere end seks måneder før sagsanlæg, afviste Højesteret, at kommunen kunne påberåbe sig søgsmålsfristen, da kommunen senere havde taget endelig stilling til, om den ville godkende aftalen. Udsagnet må sammenholdes med, at Højesterets prøvelse angik lokalplanens gyldighed, hvor Højesteret underkendte Naturklagenævnets hidtidige praksis.

Efter min opfattelse er denne udlægning af søgsmålsfristen velbegrundet. Problemet er, at de hensyn, der kan begrunde søgsmålsfristen, ikke gør sig gældende, når det drejer sig om miljømyndighedens erstatningsansvar eller pligt til at tilbagebetale uretmæssigt opkrævede gebyrer. Selv om motiverne til miljølovene ikke indeholder klare begrundelser for søgsmålsfristen, er der i teorien enighed om, at hensigten med fristen er at undgå lang tids retsuvished om en afgørelses gyldighed. Dette er især relevant, hvor en afgørelse berører andre end adressaten, og hvor afgørelsen vil give anledning til betydelige økonomiske dispositioner som f.eks. en miljøgodkendelse, en landzonetilladelse eller en lokalplan til et større byggeri – og i visse tilfælde også dispensationer efter nbl § 3. Synspunktet gør sig gældende med yderligere vægt, når der i lovgivningen er særlige regler for, hvordan den oprindelige afgørelse ændres, hvilket f.eks. er tilfældet for lokalplaner og miljøgodkendelser.

Ingen af disse hensyn kan imidlertid begrunde, at en miljømyndighed skal beskyttes mod tilbagebetaling af uretmæssigt opkrævede gebyrer eller de tab, som myndighedens uretmæssige adfærd har påført den sagsøgende borger. Hertil kommer, at det virker uforståeligt, at kommunaltilsynet efter kommunestyrelsesloven kan påtale en afgørelse, der indbringes for tilsynet efter, at søgsmålsfristen er udløbet, som det skete i MAD 2005.759, når borgerne ikke på dette tidspunkt ved domstolene vil kunne få erstattet det tab, som den uretmæssige afgørelse har påført borgeren.[58] Det anførte kan begrunde, at søgsmålsfristen alene finder anvendelse ved påstande, der angår gyldigheden af miljømyndigheders afgørelser.[59]

58. Se uddybende *Pagh:* Håndhævelsens labyrint i TfM 2005, p. 208.
59. For en uddybning af disse synspunkter, se *Pagh:* UfR 2002B.247, *Pagh:* Jordforureningslovskommentar, 2000, p. 473 ff og *Pagh:* Søgsmålsfrister – en ladeport for omgåelse eller sund fornuft, TfM 2006, p. 199. *Philbert Nielsen* har anderledes argumen-

8.4.4 Foreløbige retsmidler

Med foreløbige retsmidler menes, at en sagsøgende borger eller myndighed opnår en retsafgørelse, der forpligter modparten til at undlade eller udføre bestemte handlinger, inden der foreligger endelig dom. Princippet kendes i en modificeret version, når klagenævn tillægger en klage opsættende virkning. Meningen er i begge tilfælde at undgå, at det med klagesagen eller retssagen tilsigtede mål forspildes, fordi der så at sige foreligger et fair compli, når endelig afgørelse eller dom foreligger. I miljøsager kan dette f.eks. skyldes, at et anfægtet byggeri eller indgreb i naturen er afsluttet, når dom foreligger. Samme hensyn er netop baggrunden for, at anke af landzonetilladelser og dispensationer efter nbl § 65 til Naturklagenævnet som udgangspunkt har opsættende virkning. Men det kan i sager om økonomiske krav i anledning af en forurening også skyldes, at den forpligtede har mistet økonomisk mulighed for at indfri dommen, mens processen varer. Der kan derfor i nogle tilfælde være behov for foreløbige retsmidler.

Reglerne om foreløbige retsmidler er de samme i miljøsager som i andre civile sager. Når der alligevel er grund til en selvstændig omtale skyldes det, at brugen af foreløbige retsmidler spiller en større rolle i miljøsager end i mange andre sager. Hertil kommer, at der med Århus-konventionen om borgernes rettigheder på miljøområdet og direktiv 2004/35 om miljøansvar er udtrykkeligt krav om adgang til foreløbige retsmidler på miljøområdet.

Regler om foreløbige retsmidler forud for sagsanlæg findes i retsplejelovens regler om forbud og arrest. I retspraksis er – bl.a. inspireret af EF-domstolens praksis – tillige udviklet en ordning, hvorefter et sagsanlæg kan tillægges suspensiv virkning, således at sagsøgte forpligtes til at afvente dommens udfald, før den omtvistede handling iværksættes. Da der er tale om tre forskellige retsmidler, må de belyses hver for sig.[60]

De særlige regler om udlæg (fogedudpantning) kan ikke anses som et foreløbigt retsmiddel, men må i stedet anses som et tvangsmiddel til gennemførelse af økonomiske krav. I miljøsager er fogedudlæg især benyttet for manglende betaling af affaldsgebyrer (MAD 1997.80 Ø og MAD 2004.219 Ø) spildevandsgebyrer og tilsynsgebyrer. Det er dog ikke

teret for, at søgsmålsfristen kun skulle finde generel anvendelse, når afgørelsen var truffet af klagenævn (UfR 1981B.313).

60. Efter retsplejelovens § 596 er der tillige adgang til såkaldt »umiddelbar fogedforretning« til gennemtvingelse af besiddelseskrav, hvilket f.eks. kan være tilfældet, hvis en borger nægter at udlevere en andens ejendom til ejeren. Bestemmelsen blev i U 1995.930 V benyttet til at gennemtvinge seismiske undersøgelser af undergrunden som led i etablering af naturgaslager i Tønder. Derimod afviste MAD 1996.383 Ø, at § 596 kan benyttes til at pålægge genåbning af vandforsyning.

altid, kommunen får medhold, jf. MAD 2001.535 V (tilslutningsgebyr) og MAD 1998.1246 V og MAD 2002.440 (tilsynsgebyr). Udlæg har tillige været forsøgt i relation til selvhjælpshandling, men blev grundet sagens komplicerede karakter afvist af fogedretten i U 2001.1709 H, der senere endte med domfældelse. Tilsvarende begrundede sagens komplicerede karakter i MAD 2001.959 V, at kommune ikke kunne inddrive udgift til selvhjælp for manglende opfyldelse af Miljøstyrelsens påbud. om Fogedforbud se tillige *Moe m.fl.*: Miljøret, 2005, p. 349 og *Bo von Eyben* og *Møgelvang-Hansen:* Kreditorforfølgning, 2006, p. 144 f.

8.4.4.1 Fogedforbud

Efter retsplejelovens § 641 kan sagsøgende borgere og myndigheder ved fogedsag pålægge private og offentlige myndigheder i deres egenskab af parter i private retsforhold at undlade handlinger, der strider mod rekvirentens krav. Som led heri kan fogedretten pålægge den forpligtede part begrænsede handlepligter, men reglen kan ikke bruges til midlertidigt at kræve genopretning af en krænkelse. Reglen retter sig alene mod fremtidige retsstridige handlinger.

Det fremgår af bestemmelsen og dens forarbejder, at forbud efter § 641 mod offentlige myndigheder, kun kan opnås, når offentlige myndigheder er parter i private retsforhold. Dette betyder, at § 641 ikke kan anvendes til midlertidigt at få underkendt en miljømyndigheds offentligretlige afgørelse som tilladelser eller påbud. I disse tilfælde vil den sagsøgende borger være henvist til muligheden for suspensiv virkning af sagsanlæg, jf. nærmere ndf. i 8.4.4.2. Derimod kan bestemmelsen anvendes i tvister mellem private, hvilket kunne være relevant i naboretlige tvister, uden der dog ses nogen praksis.

Tilsvarende kan hjemlen til forbud anvendes af offentlige myndigheder for at forhindre en handling, der er i modstrid med offentligretlige regler. Se til illustration MAD 2002.1002 B, hvor en kommune med henvisning til lokalplan fik nedlagt fogedforbud for at standse en nedrivning af en bevaringsværdig bygning. Forbuddet blev stadfæstet under den efterfølgende justifikationssag (se MAD 2003.1276 B).

Adgangen til at opnå fogedforbud kræver, at flere betingelser er opfyldt. For det første skal det efter retsplejelovens § 642 godtgøres, at de handlinger, der påstås forbudt, krænker rekvirentens ret, og at formålet vil forspildes, hvis rekvirenten henvises til almindelig sagsanlæg ved domstolene. For det andet skal rekvirenten efter § 643 godtgøre, at de almindelige regler om straf og erstatning ikke yder tilstrækkeligt værn, ligesom forbud afvises, hvis ulemperne for den forpligtede ikke står i forhold til rekvirentens interesse i at opnå forbuddet. Efter § 644 kan fogedforbud gøres betinget af, at rekvirenten stiller økonomisk sikkerhed. Betingelsen for, at forbuddet opretholdes, er, at rekvirenten senest 14 dage efter anlægger justifikationssag, hvor en domstol ved fuld prøvelse skal tage stilling til berettigelsen af forbuddet.

På miljørettens område vil fogedforbud primært være relevant inden for planloven og naturbeskyttelseslovens område, hvor adgangen til håndhævelsesmidler er begrænsede, og de strafferetlige sanktioner hidtil har været forholdsvis beskedne.

8.4.4.2 Suspensiv virkning af sagsanlæg

Med suspensiv virkning af sagsanlæg menes, at retten ved kendelse bestemmer, at den sagsøgte ikke kan iværksætte de omtvistede handlinger, før endelig dom foreligger. Retsmidlet ligner således på mange måder reglerne om fogedforbud. Forskellen er, at det ikke er fogedretten, men samme domstol, som afgør hovedsagen, der afgør om sagsanlægget skal tillægges suspensiv virkning. Og til forskel fra fogedforbud kan dette retsmiddel anvendes i forhold til offentligretlige afgørelser. Dette betyder, at en virksomhed F under sagsanlæg mod myndigheden kan påstå påbud suspenderet, indtil dom foreligger. Tilsvarende kan en nabo, som er utilfreds med en tilladelse til virksomhed på naboejendom anlægge sag og begære suspensiv virkning af sagsanlæg, således at tilladelsen ikke kan benyttes, før sagen er afgjort med dom.

Retsplejeloven indeholder ingen regler om suspensiv virkning af sagsanlæg, og ifølge grundlovens § 63 kan en indbringelse af en myndigheds afgørelse for domstolene ikke fritage en borger for at efterkomme myndighedens afgørelse. EF-domstolen har imidlertid i sag C-213/89, *Factortame* fastslået, at EU-retten kræver, at der skal være adgang til at tillægge sagsanlæg mod myndigheder opsættende virkning, når det er rimeligt sandsynligt, at sagsøger vil få medhold og formålet med sagen i modsat fald forspildes. På denne baggrund udtalte Højesteret i U 1994.823 H (Gyroproc) i en sag om overtrædelse af EU's konkurrenceregler mere principielt, at uanset grundlovens § 63 kan domstolene ikke være afskåret fra at tillægge sagsanlæg mod myndigheder opsættende virkning, uden at Højesteret fandt dette begrænset til tvister om EU-retlige forpligtelser.

Samme retsstilling blev bekræftet i en af Greenpeace anlagt sag om, hvorvidt etablering af den faste forbindelse over Øresund var i modstrid med VVM-direktivet. Her anerkendte Højesteret i U 1995.634 HK, at sagsanlægget kunne tillægges opsættende virkning, men fandt dog heller ikke i denne sag grundlag herfor. Derimod tillagt opsættende virkning af sagsanlæg i U 2000.1293 H, der angik en sag, hvor Klagenævnet for udbud havde underkendt lovligheden af Københavns Kommunes ordninger for erhvervsaffald som i strid med EU's regler om udbud og statsstøtte. Kendelsen er lidt overraskende, da Højesteret hermed forudsatte, at Klagenævnet for Udbud havde mistolket EU-retten, uden at Højesteret i den anledning foretog en præjudiciel forelæggelse for EF-domstolen. Hidtil synes danske domstole meget tilbage-

holdende med at indrømme opsættende virkning, jf. MAD 2004.1360 ØLK, hvor landsretten afviste at tillægge Amager Metro Gruppens sagsanlæg mod Naturklagenævnet opsættende virkning grundet mangelfuld VVM. Opsættende virkning blev dog anerkendt i MAD 2005.1591, der angik Århus Industrihallers sag mod Naturklagenævnet og Århus Kommune om afslag på retlig lovliggørelse af landzonetilladelse. Kendelsen er af landsretten begrundet med to argumenter. Det ene var, at Århus Kommune forhold sig neutral til spørgsmålet om opsættende virkning. Det andet var, at det vil være forbundet med et betydeligt værdispild, hvis Århus Industrihaller fik medhold. I lyset af den kompetencefordeling, der er efter planloven, forekommer kendelsen korrekt, da Naturklagenævnet ikke har kompetence i relation til fysisk lovliggørelse, som anført i afsnit 7.5.3.

8.4.4.3 Arrest

Arrest vil sige, at fogedretten ved en foreløbig kendelse lægger bånd på den forpligtedes råden for at sikre et pengekrav. Arrest ligner således pant, men med den afgørende forskel, at arresten er midlertidig og kræver, at der efterfølgende anlægges justifikationssag for at få dom for kravet.

Betingelsen for at kræve arrest er efter retsplejelovens § 627, at der ikke kan foretages udlæg for den økonomiske fordring og at det må antages, at muligheden for at opnå dækning for kravet vil blive væsentlig forringet, hvis der ikke foretages arrest. Det forudsættes, at der er rimelig sandsynlighed for, at det økonomiske krav består. Som betingelse for arrest kan kræves økonomisk sikkerhed.

Så vidt ses er arrest ikke indtil nu anvendt i miljøsager, men der er intet i vejen for, at miljømyndigheder bruger retsmidlet i forbindelse med erstatningskrav i sager om oprydning af forurening. Det er dog en betingelse, at miljømyndigheden kan sandsynliggøre, at der er en væsentlig risiko for, at myndigheden ikke kan opnå dækning, hvis myndigheden skal afvente en længere retssag.

Særligt i relation til skibe kan arrest være nødvendig for at sikre sig mod, at skyldneren ikke unddrager sig kreditorforfølgning, jf. U 2004.2003 Ø og U 1996.1500 V, hvor understreget, at der på grundlag af sølovens særlige regler om arrest i skibe stilles mindre krav ved arrest i forhold til skibe.[61] Denne lempede adgang til arrest vil tillige kunne anvendes ved forureningsulykker fra skibe i relation til myndighedens udgifter. Uanset denne lempede adgang

61. Om de specielle regler, se: *Bo von Eyben og Peter Møgelvang-Hansen:* Kreditorforfølgning, 2006, p. 132 f – og om de generelle betingelser for arrest s.st. p. 133 ff.

til arrest i skibe, er der i havmiljølovens § 44, stk. 2, indført en særlig hjemmel til, at Forsvarsministeren kan beslutte at tilbageholde skibet og kræve sikkerhedsstillelse for myndighedernes udgifter til oprydning og afværgeforanstaltninger.

8.4.5 Bevis og syn og skøn

Oplysning af sagens faktiske forhold er som følge af forhandlingsmaksimen overladt til parterne. Anlægges sag mod en myndighed – herunder et klagenævn – er myndigheden ikke under sagens førelse ved domstolen bundet af officialmaksimen mht. sagens oplysning.[62]

Miljøsager vil imidlertid ofte forudsætte en stillingtagen til komplicerede kemiske eller biologiske processer eller tilstande, hvilket dommerne vanskeligt kan bedømme uden sagkyndig bistand. Tilsvarende vil det under sager om reduceret værdi på grund af forurening, udsigtsgener eller nyt byggeri være vanskeligt for dommeren at bedømme det faktiske tab.

8.4.5.1 Anvendelsen af tekniske specifikationer

Miljønormer er i mange tilfælde angivet med *kemiske og matematiske formler*, der er vanskeligt forståelige for de fleste jurister. Dette gælder ikke kun de enkelte miljøgodkendelser, men tillige en del af de generelle regler. Som eksempler herpå kan nævnes EU's regler om farlige stoffer og til emissioner og de modsvarende danske gennemførelsesforanstaltninger samt de specielle regler for affaldsbehandling af f.eks. køretøjer. For juristen kan manglende kyndighed i matematikken og kemien betyde, at sådanne tekniske specifikationer fremstår med særlig autoritet og absolutitet. F.eks. er det nærliggende

62. Se *Pontoppidan:* UfR 1990B.162. Dele af teorien fastholder ganske vist, at offentlig myndigheder som procespart ud fra ligheds- og legalitetshensyn er bundet af lovgivningen (*Gomard:* Civilprocessen, 2000, p. 439, *Bent Christensen:* Forvaltningsret – prøvelse, 1994, p. 36). *Mathiassen* hævder mere forsigtigt en almindelig grundsætning om domstolenes mulighed for at fravige forhandlingsmaksimen for at undgå domme i modstrid med afgørende offentlige hensyn (Forvaltningsret, alm. emner, 2004, p. 360). Taget bogstaveligt forudsætter synspunkterne, at domstolene censurerer myndighedernes anbringender og bevisligheder og uden begrænsning kan inddrage andre forhold end de af parterne fremførte. Dette har ikke støtte i praksis. Den af *Gomard* anførte dom i U 1988.1 H om havnearbejderes ret til dagpenge under ulovlig arbejdsnedlæggelse giver ikke grundlag for en så radikal udlægning, da dommen alene ændrer vægtningen af argumentationen, men ikke censurer myndighedens anbringender. Tværtimod er der snarere en tendens til, at domstole forlader sig på myndighedens udlægning af faktum og retsanvendelse i form af frifindelser af myndigheder med begrundelsen: »det findes ikke godtgjort«. Se f.eks. U 2003.573 H om lugtgener fra svinestald, hvor dommen giver indtryk af en ganske tung bevisbyrde for den private part.

at opfatte en grænseværdi for udledning af farlige stoffer i spildevand som en entydig angivelse, hvis gyldighed unddrager sig retlig prøvelse. Sådan forholder det sig ikke. En grænseværdi for indholdet af bestemte farlige stoffer i spildevand er kun entydig, hvis den er ledsaget af regler for, hvordan analyser skal gennemføres. Forskellige videnskabeligt anerkendte analysemetoder kan således føre til væsentligt afvigende resultater.

Se til illustration *MAD 2001.985 V:* straffesag om ændring af målinger fra egenkontrol og overskridelse af grænseværdier i udledningstilladelse. Hovedproblemet i sagen var, at der ikke var fastsat regler for analyse af prøvetagning, men kun grænseværdier for udledning. På denne baggrund frifandt byretten, mens landsretten domfældte, idet landsretten mente, at en usikkerhedsfaktor på 20 % var passende for de efterkontrollerede målinger uden i øvrigt at forholde sig til det principielle problem, at der ikke var regler for prøvetagning og at grænseværdierne derfor havde tvivlsom gyldighed. Udfaldet kan dog formentlig tillige ses i lyset af, at de tiltalte blev dømt for at forfalske måleresultaterne.

Det er ligeledes ikke sikkert, at målingen er gennemført efter den foreskrevne metode. Dette var eksempelvis årsag til frifindelse i flere straffesager om nikkelindhold i briller og urlænker.[63] Hertil kommer, at grænseværdier ikke nødvendigvis er tilstrækkeligt hjemlet. Dels kan anvendelsesområdet for grænseværdierne være misforstået;[64] dels kan der mangle fornøden hjemmel i bekendtgørelse;[65] og endelig kan den pågældende grænseværdi være indført uden fornøden notifikation af EU-Kommissionen, hvilket kan bevirke, at de danske regler er ugyldige.[66] Selv om de matematiske og kemiske angivelser i

63. Se *MAD 2000.920* og *MAD 1999.733*, hvor retten i begge tilfælde frifandt pga. af fejl i Miljøstyrelsens analyse. Modsat domfældelse i *MAD 1999.730* med bøde på 10.000 kr. for et forhold, der synes identisk med *MAD 1999.733*. Forskellen kan forklares med, at der ikke i *MAD 1999.730* blev inddraget sagkyndigt vidne, som kunne belyse fejlkilder i analysen. I øvrigt overså alle dommene de EU-retlige aspekter (se *Pagh*, Miljøret V, 2001, p. 131). Se tillige MAD 2000.928, hvor gartner blev frifundet for anvendelse af et forbudt bekæmpelsesmiddel, da lave koncentrationen af pestcidrester i frugt skabte usikkerhed om resterne hidrørte fra tidligere lovlig spredning – men modsat domfældelse i MAD 2000.946 vedrørende samme bekæmpelsesmiddel for halvt så store koncentrationer, men her begrundet med, at tiltalte erklærede sig skyldig.
64. Se til illustration *U 2000.1380 H* om støjkrav, der af kommunen og Miljøstyrelsen var fastsat på grundlag af planregler, men som ifølge Højesteret skulle fastsættes på grundlag af de faktiske forhold.
65. Se f.eks. Miljøstyrelsens skrivelse af 9/10 2002 vedrørende udledningskrav til dambrug, hvori styrelsen erkendte, at der savnedes grundlag i bekendtgørelse for Miljøstyrelsens tidligere udmeldte udledningskrav til medicinske stoffer.
66. Til illustration kan nævnes *U 2000.2232 HK*. Kendelsen angik, om reglerne for foderkvoter i dambrug var omfattet af den særlige stand-still procedure efter EU's direktiv

reglerne kan virke uforståelige, er de derfor ikke mere absolutte end andre normer og må som sådan undergives traditionel juridisk fortolkning.

8.4.5.2 Syn og skøn

Hver af sagens parter har som led i bevisførelsen mulighed for at fremlægge egne indhentede sagkyndige erklæringer og indkalde vidner, men hvis disse er modstridende, er det vanskeligt for dommeren at danne sig en opfattelse af, hvad der er korrekt, når det drejer sig om komplicerede forhold. For at afhjælpe disse problemer vil der enten forud eller under processen kunne udmeldes syn og skøn, hvor en af retten udpeget uafhængig skønsmand skal besvare parternes spørgsmål vedrørende væsentlige faktiske forhold, der har betydning for sagens udfald.

Grundet miljøsagers ofte komplicerede bevismæssige spørgsmål er det blevet mere almindeligt, at der i miljøsager udmeldes syn og skøn. Selv om udmelding af syn og skøn kræver rettens tilladelse, vil den modpart, som vil bestride nødvendigheden af syn og skøn, normalt ikke kunne forvente at få medhold, medmindre det godtgøres, at syn og skøn er overflødig.

I tvister om gyldigheden af myndigheders afgørelse om VVM-pligt henholdsvis om mangler i en af myndigheden offentliggjort miljøvurdering, giver adgangen til syn og skøn anledning til selvstændige problemer. I U 2004.1634 VLK afskar flertallet en svineproducent fra ved syn og skøn at imødegå krav om VVM forud for tilladelse til etablering af svinefarm. Derimod mente den disentierende dommer ikke, at retten kunne afskære sædvanlig bevisførelse. Flertallet begrundede kendelsen med, at

»en offentlighedsfase og en politisk beslutningsproces, har til formål at varetage hensynet til at værne landets natur og miljø under inddragelse af en samfundsmæssig helhedsvurdering, jf. herved planlovens § 1. Vi finder det uforeneligt med hensynene bag planlovgivningens regler om VVM-pligt, at en sagsøger ved hjælp af en sagkyndig vurdering indhentet i forbindelse med en retssag skulle kunne opnå, at planmyndighederne blev afskåret fra at varetage den bredere samfundsmæssige vurdering, som en VVM-redegørelse er udtryk for.«

Flertallet sammenblander efter min opfattelse to spørgsmål, nemlig om der skulle laves VVM – dvs. afgørelsen i screening-fasen – og de oplysninger,

98/34 om informationsprocedure. Hvis svaret var bekræftende, betød det, at et stort antal straffedomme mod dambrugsejere skulle annulleres. Højesteret nåede frem til, at det ikke var nødvendigt at spørge EF-domstolen, hvilket forekommer tvivlsomt efter præmisserne, men kan være påvirket af, at Højesteret i *U 1998.1639 H* havde anerkendt lovligheden af kravene til foderforbrug.

som VVM-redegørelsen indeholder. Årsagen til misforståelsen kan være, at retten har forudsat, at det er myndigheden, der har ansvar for miljøvurderingen, hvilket må tilskrives den uheldige danske gennemførelse afVVM-direktivet. Herved overså retten tilsyneladende, at beslutning om VVM-pligt er en bebyrdende afgørelse for svineproducenten, da det tvinger denne til at gennemføre en omkostningstung og tidskrævende undersøgelse. En variant af samme problem forelå i U 2003.496 ØLK, hvor en ansøger om råstofindvinding fandt, at den af amtet udsendte VVM-redegørelse var vildledende og som dokumentation herfor begærede syn og skøn. Også i denne sag afviste landsretten syn og skøn, hvilket blev begrundet med

»at der under høringsfasen, som må antages at være et væsentlig led i VVM-proceduren, er fri adgang for parter og andre interesserede borgere til at fremkomme med synspunkter og oplysninger af både faglig og politisk art. En skønserklæring udgør i almindelighed et sådant autoritativt bevis, at det i det foreliggende tilfælde må antages at binde eller forpligte parterne på en sådan måde, at det strider mod principperne for selve høringsprocessen.«

Udsagnet indeholder en principiel overvejelse om retskraft i de tilfælde, hvor en myndighed sender en redegørelse i offentlig høring med henblik på at træffe en senere afgørelse. Ifølge kendelsen begrunder hensynet til den offentlige høring, at domstolene ikke forudgående kan blande sig i oplysningsgrundlaget. For lokalplanforslag eller andre forslag, som en myndighed sender i offentlig høring, vil det efter U 2003.496 Ø ikke være muligt ved domstolene at anfægte indholdet i redegørelsen.[67] Ansøgere og andre borgere henvises i stedet til at bruge deres høringsret. Dette må sammenholdes med, at det af fast retspraksis fremgår, at mangler i planredegørelser efterfølgende kan prøves ved domstolene og føre til, at afgørelsen bliver ugyldig.[68] U 2003.496 Ø forudsætter dermed, at prøvelsen kun kan ske, efter at det så at

67. Herved ser jeg i første omgang bort fra, at landsrettens udsagn beror på en misforståelse af VVM-direktivet, da det efter VVM-direktivet er ansøgerens miljøvurdering, der skal sendes i høring, og ikke myndighedens redegørelse. Misforståelsen må primært tilskrives den danske gennemførelse af VVM-direktivet i reglerne om regionplantillæg under planloven, men burde være opfanget af landsretten.
68. Se U 2005.2885 H: anset som fejl, at lokalplanforslag om vindmøllepark ikke oplyste om tilgrænset fredet område og mangelfuld landskabsbeskrivelse, men manglen ikke fundet konkret væsentlig; MAD 2003.581 V: fejl i regionplanredegørelse om vindmøllepark, men ikke konkret væsentlig; og MAD 2003.602 Ø: fejl i kommeplantillæg og lokalplan om etablering af butikcenter, men ikke konkret væsentlig. Selv om oplysningsmanglerne ikke i de tre tilfælde førte til ugyldighed af de efterfølgende afgørelser, var dette alene resultatet af en konkret væsentlighedsbedømmelse.

sige er gået galt. Medmindre der sikres effektiv adgang til foreløbige retsmidler, som kan hindre en fuldbyrdelse af en forkert afgørelse, er konsekvensen, at prøvelsen først sker på et tidspunkt, hvor det bliver vanskeligt at rette fejlen op uden større private eller samfundsmæssige værditab.

8.4.5.3 Vidner

Som i andre retssager er vidner ofte nødvendige i miljøsager for at belyse sagens faktiske omstændigheder. Når det alligevel er fundet nødvendigt at omtale brugen af vidner, skyldes det, at brugen af miljømyndighedernes medarbejdere som vidner i miljøsager sker på en måde, der giver anledning til selvstændige overvejelser.

Medarbejdere i miljøforvaltningen anvendes forholdsvis ofte som vidner i miljøsager, hvor de optræder i fire forskellige funktioner. Den ene er at belyse, hvad miljøforvaltningen faktisk observerede som led i tilsyn. Det beror på en friere bevisvurdering, i hvilket omfang domstolene lægger forvaltningens udtalelser til grund, men det må konstateres, at i straffesager vil retten almindeligvis forvente, at sådanne udsagn ledsages af medfølgende fotodokumentation, analyser eller andet, hvis bevis skal anses løftet.

Den anden funktion er, at miljømyndighedens medarbejdere bruges som vidner for at forklare retten, hvornår der foreligger en risiko, der kan begrunde indgreb, hvilket f.eks. kan være udtalelser om alvoren af en jordforurening eller, hvad der ligger i begrebet »mose« som beskyttet naturtype. Selv om den anden funktion angår sagens faktiske omstændigheder, er der den principielle forskel, at vidneudsagn her ofte tangerer de sagkyndige erklæringer, som ellers kan indhentes ved et udmeldt syn og skøn. Alligevel må det konstateres, at domstolene er tilbøjelig til næsten at sidestille sådanne vidneudsagn med uafhængige sagkyndige erklæringer. Hvor forvaltningen hverken direkte eller indirekte er part i sagen, kan dette formentlig forsvares ud fra procesøkonomiske hensyn. Derimod stiller det sig anderledes i den langt overvejende del af miljøsagerne, hvor forvaltningen er part i sagen, hvis retten samtidig har afvist syn og skøn. Selv om forvaltningen er undergivet et almindeligt objektivitetskrav, kan der ikke ses bort fra, at det for den pågældende medarbejders fremtid kan være af betydning, om retten følger forvaltningens risikovurdering eller lignende mere komplicerede faktuelle forhold. Hidtil synes domstolene kun i beskeden udstrækning at have været opmærksom på denne problematik.

Sagsbehandlere i miljøforvaltningen og rekursinstansen anvendes for det tredje til at belyse forløb i sagsbehandlingen, der kan have betydning for bedømmelsen af en afgørelses gyldighed. Det kan dreje sig om, hvor hurtigt forvaltningen reagerede på informationer, hvordan og hvornår forvaltningen

har orienteret sagens parter, om hvordan forvaltningen har oplyst sagen, og hvilken fremgangsmåde der i øvrigt er anvendt før og efter afgørelsen. Sådanne vidneudsagn tjener til at belyse, om partshøringsregler, officialmaksime og andre krav til sagsbehandlingen er overholdt og falder således som sådan klart inden for rammerne for vidneafhøring. Det må imidlertid konstateres, at der på dette punkt er en skævhed i retspraksis, når det gælder medarbejdere fra klagenævn eller ministerium.

Hvis miljømyndigheden begærer vidner afhørt om sådanne spørgsmål, følger domstolene stort set undtagelsesvis begæringen, jf. f.eks. MAD 2004.649 V, hvor Naturklagenævnets viceformand afgav forklaring og MAD 2003.1153 V, hvor Miljøklagenævnets ankechef afgav forklaring. Når det derimod er den private modpart, der begærer afhøring af medarbejdere fra klagenævn eller ministerium om sagsbehandlingen, er der i civile sager en tendens til, at domstolene afviser, hvis myndigheden modsætter sig afhøring.[69] Rettens begrundelser for en sådan afskæring af bevisførelse er almindeligvis intetsigende og er typisk baseret på retsplejelovens § 341, hvorefter »bevisførelse, der skønnes at være uden betydning for sagen«, ikke kan finde sted.[70] Spørgsmålet er, om denne praksis ikke er drevet for vidt, idet der til tider opstår et uheldigt indtryk af, at retten på denne måde afskærmer forvaltningens medarbejdere mod ubehagelige spørgsmål, uanset at det næppe altid kan udelukkes, at besvarelsen af disse spørgsmål kan bidrage selvstændigt til sagens belysning. Det må herved erindres, at meningen med § 341 er at afskære overflødig bevisførelse, hvorfor vidneførsel kun bør afskæres, når ret-

69. Derimod foreligger så vidt ses ikke miljøsager, hvor vidneførsel af miljømyndighedens medarbejdere er afskåret på grundlag af retsplejelovens §§ 169, stk. 1, og § 170, stk. 3, hvorefter medarbejdere i den offentlige forvaltning ikke uden myndighedens tilladelse kan afhøres som vidner om forhold, hvor de er underlagt tavshedspligt. Dette forekommer velbegrundet, da undtagelsen for miljømyndighedernes sagsbehandling angår forhold, hvor hensynet til hemmeligholdelse normalt er begrænset til forretningshemmeligheder og tredjeparters private forhold, som normalt vil være uden betydning for de oplysninger, forvaltningens medarbejdere kan bidrage med.
70. Den manglende begrundelse forklarer tillige, hvorfor sådanne kendelser ikke trykkes, og det må generelt konstateres, at disse aspekter af processens gang normalt heller ikke omtales i de trykte domme. Det er derfor uklart, hvilket omfang denne praksis har, men som eksempel kan nævnes U 1999.367 H om Øresundsforbindelsen og VVM-reglerne, hvor landsretten afviste afhøring af flere ledende medarbejdere i Miljøministeriet. Blandt de seneste kan nævnes utrykt Østre Landsrets kendelse af 27/1 2006 i en sag mod Naturklagenævnet om landzonetilladelse, hvor landsretten afviste ikke fandt »grundlag for mod sagsøgtes protest at føre Naturklagenævnets formand som vidne [...] med henblik på at besvare spørgsmål om forståelsen af nævnets afgørelse og nævnets overvejelser« (ØLK B-752-05).

ten har rimelig sikkerhed for, at den pågældende vidneførsel ikke kan bidrage til sagens oplysning. Som praksis er i dag, giver det en skævhed i sagens oplysning, der efterlader en uheldig mistanke om, at miljøforvaltningen indkalder sine medarbejdere som vidner, når det gavner forvaltningens synspunkt, men modsætter sig, når det skader forvaltningens sag. Da retten må være interesseret i at sikre den bedst mulige belysning af sagens faktiske omstændigheder, taler dette for, at den hidtidige restriktive praksis opgives.

Endelig ses en del tilfælde, hvor vidneudsagn fra tidligere og nuværende medarbejdere i miljøforvaltningens medarbejdere tjener til at belyse miljølovgivningens indhold. Medmindre denne belysning selvstændigt tjener til at afdække et faktisk forløb, falder dette principielt uden for rammerne for vidneafhøring. Det er domstolene – og ikke vidner – der skal klargøre lovens indhold. Alligevel må det konstateres, at en del miljødomme indeholder forholdsvis omfattende vidneudsagn om lovens indhold fra miljømedarbejdere, som i øvrigt i mange tilfælde er uden juridisk uddannelse. Sammenholdes dette med, at domstolene normalt afviser juridiske responsa og ekspertudsagn, forekommer denne praksis så meget mere problematisk. Den må almindeligvis tilskrives, at medarbejderne som vidner supplerer faktiske oplysninger med retlige vurderinger, og at der ikke i dansk procesret er større tradition for at protestere mod, at vidneafhøringen går uden sine rammer.[71] Mere alvorligt må empirisk konstateres, at forvaltningen på denne måde i en del tilfælde har held til at få domstolene til at lægge sin retsopfattelse til grund, selv om det i nogle tilfælde leder domstolene på afveje. Det er næppe muligt at undgå, at vidneafhøring af miljøforvaltningens medarbejdere omfatter sådanne juridiske fortolkninger af loven, men i det omfang sådanne fortolkninger bestrides, må der enten ses bort herfra eller åbnes for kvalificeret imødegåelse, hvis der skal sikres *equality of arms*.

8.4.6 Dommens retskraft – de lege lata og de lege ferenda

Begrebet *retskraft* anvendes normalt om domme for at angive, at der endeligt og bindende er taget stilling til et omtvistet spørgsmål – underforstået, at kun parterne er bundet. Retskraft er udtryk for, at tvisten har nået en afgørelse, som parterne herefter må indrette sig efter. Afsiges dom om en offentlig myndigheds afgørelse, gælder principielt det samme, men da miljømyndig-

71. Der ses dog også enkelte tilfælde, hvor vidneudsagn fra miljøforvaltningens medarbejdere alene angår jus. Som et af de seneste eksempler kan nævnes Højesterets dom af 9. maj 2006 i Uniscrap-sagen (2. afd. sag 125/2004), hvori indgik et vidne, der havde været ansat i Miljøstyrelsen fra 1985 til 1990, uanset at vidnet umuligt kunne bidrage med faktuelle oplysninger, da virksomheden først blev etableret i 1992.

heders afgørelser ofte angår andre end sagens parter, kan dommens retskraft give anledning til selvstændige problemer. Problemet er, at de fraværende tredjeparter må kunne forvente, at domme ikke påfører dem uretmæssige kvaler, hvilket kan belyses med to eksempler, der belyser det processuelle og det materielle.

Eks. 1 – baseret på U 2005.2191 H: En borger N har økonomisk disponeret i tillid til en lokalplan, der anfægtes af F efter søgsmålsfristens udløb. Ved en fuld prøvelse må lokalplanen erklæres ugyldig, men dette afhænger af, om myndigheden påberåber sig søgsmålsfristen. Fremsætter myndighedens advokat ikke fristindsigelsen rettidigt, er lokalplanen ugyldig, hvormed N kan lide et betydeligt tab. Har myndigheden via byggetilladelse eller lignende godkendt N's dispositioner, vil N normalt kunne støtte ret herpå. Men består disponeringen i erhvervelse af en ejendom, hvis udsigt som følge af dommen vil blive ødelagt af byggeri på F's ejendom, må N bære konsekvensen af, at kommunen ikke påberåbte sig søgsmålsfristen over for F, da N næppe i en sag mod kommunen vil kunne gøre kommunen erstatningsansvarlig for ikke at have fremsat indsigelse om søgsmålsfrist.

Eks. 2 – baseret på U 2003.1628 Ø: En borger F har bygget et anlæg i tillid til en tilladelse, der anfægtes af naboen N i sagsanlæg mod myndigheden, uden N begærer opsættende virkning af søgsmål eller inddrager F. N får medhold i, at tilladelsen er ugyldig og får dom for, at myndigheden skal fjerne anlægget. Efter dommen er myndigheden forpligtet til at fjerne anlægget, men efter forvaltningsretten kræver beslutning om et sådant indgreb forudgående partshøring af F. Hertil kommer, at indgrebet har en sådan karakter, at det meget vel kan anses som ekspropriativt i forhold til F (i hvert fald når F har handlet i god tro), hvorfor indgrebet efter grundlovens § 73 forudsætter, at der *forud* tilkendes fuld erstatning. Med henvisning til at domme kun forpligter sagens parter, vil F kunne anfægte myndighedens krav om lovliggørelse ved et selvstændigt sagsanlæg. Giver nye oplysninger fra F anledning til, at der alligevel ikke er grundlag for at kræve anlægget fjernet, står man med to domme med modsat resultat – og en myndighed, der umuligt kan opfylde begge domme. Henhører forholdet under planloven eller naturbeskyttelsesloven, er en sådan konflikt direkte indbygget i loven, da tvangsmæssig lovliggørelse efter de to love kræver selvstændig dom.

Det anførte viser: (1) at legalitetsprøvelsen ofte kan medføre domme med indirekte retsfølger for væsentligt berørte tredjeparter, uden disse afledte konsekvenser er belyst eller indgået i domstolens overvejelser; og (2) at der i tvister mellem private parter kan fremkomme retskraftige domme, der er i modstrid med retskraftige offentligretlige afgørelser.

Hvis forskellen alene er begrundet i, at dommen i det ene tilfælde angår legalitet, og i det andet angår civilretlige krav på grundlag af aftale eller naboret, giver forskellen ikke anledning til principielle betænkeligheder. Men konsekvensen er, at man må forlade den retsopfattelse, der kom til udtryk i U 2001.929 V og i stedet følge principperne i U 2006.1290 H, hvorefter bedømmelsen af naboretlige gener er uafhængig af offentlige godkendelser og

andre afgørelser. Den omstændighed, at mindretallet i U 2006.1290 H lagde vægt på, at master ud fra planloven og naturbeskyttelsesloven skal placeres tæt ved landsbyer, og at placeringen derfor var påregnelig for naboen, ændrer ikke ved, at det naboretlige ansvar ikke afhænger af »ganske særlige forhold« som i U 2001.929 V, hvorfor retsopfattelsen i den sidste dom må anses for forladt.

Selvom det er muligt at holde de privatretligt betingede krav adskilt fra legalitetsprøvelsen, resterer der andre typer tvister, som ikke lader sig løse på denne måde, nemlig når en nabo N i en sag mod myndigheden får skærpet godkendelsesvilkår for virksomheden F i form af nye krav om forureningsbegrænsning eller øget egenkontrol. Hvis afgørelsen træffes af klagenævnet, giver dette ikke problemer, da klagenævnet er forpligtet til at inddrage F, jf. U 2000.2088 V, hvor statsamts afgørelse af naboers klage over byggetilladelse til boligselskab ophævet som ugyldig på grund af manglende høring af boligselskab. Anlægger N sag ved domstolene, kan N naturligvis vælge at sagsøge både myndigheden og i F som i MAD 2002.606 om gener fra halmfyr, hvormed der tillige kan tages højde for F's indsigelser. Men der er intet krav herom, hvorfor N kan vælge alene at sagsøge myndigheden. I så fald vil en retskraftig dom om godkendelsesvilkår kunne afsiges, uden at F er inddraget, som det skete i U 2003.1628 Ø og U 2000.2412 H, hvor godkendte gyllebeholdere i begge tilfælde skulle fjernes, uden at ejeren af gyllebeholderne var part i sagen. Dommen får dermed indgribende virkning for den ikke inddragne tredjepart, hvis den skal tages for pålydende.

Dette giver anledning til overveje to problemer: (1) om en borger N via prøvelsen af myndighedsafgørelser kan forpligte en tredjepart til bebyrdende foranstaltninger på tredjepartens ejendom; (2) om en virksomhed F via prøvelsen af myndighedsafgørelser om f.eks. lokalplanpligt kan afskære borgernes ret til høring henholdsvis begrænse oplysningsgrundlaget, uden at borgerne høres, hvormed man kan ende med en fuldbyrdet ulovlighed, der vanskeligt lader sig omgøre eller kompensere.

Problemer lader sig ikke løse ved at afskære prøvelsen. I det første tilfælde vil dette nemlig betyde, at selv alvorligt mangelfulde myndighedsafgørelser vil være uangribelige. I det andet tilfælde vil en afskæring af prøvelsen betyde, at myndighederne uhjemlet kan pålægge en virksomhed endog meget byrdefulde undersøgelsesomkostninger, som kan illustreres med ovf. omtalte U 2004.1634 V. Anvender man VVM-reglerne i overensstemmelse med VVM-direktivet, vil det være mindre problematisk at afskære prøvelse af oplysningsgrundlaget for høring eller undladt høring og udskyde prøvelsen til afgørelse er truffet. Begrundelsen er, at det i de øvrige tilfælde er myndigheden, der har oplysningspligten – og at der ingen skade er sket, så længe afgø-

relsen ikke er fuldbyrdet. Problemet med høringsretten ved lokalplaner og lignende opstår herefter først i en senere fase. I alle tilfælde er der en sådan forskel mellem problemstillingerne, at de må behandles hver for sig.

8.4.6.1 Forhandlingsmaksimens begrænsninger og forpligtelser af tredjemand

Det ligger som nævnt fast, at nabo N ved domstolene kan anfægte en miljøgodkendelse, en landzonetilladelse eller lignende regulering af virksomhed F på naboejendom, ligesom naboen vil kunne anlægge sag og påstå myndigheden forpligtet til at påbyde bestemte gener fra virksomheden begrænset. Som følge af Århus-konventionen er denne søgsmålsadgang udvidet til også at omfatte miljøorganisationer – hvorfor N i en række tilfælde også vil kunne være en NGO.

Der kan ikke efter de gældende regler stilles krav om, at N tillige inddrager virksomheden F, hvis N anlægger sag mod myndigheden for en domstol, ligesom et sådant krav heller ikke stilles til myndigheden som sagsøgt. Men muligheden for, at N tillige sagsøger forureneren F, består, og det hjælper på sagens oplysning, jf. f.eks. MAD 2002.606 B om gener fra halmfyr.

Uanset de processuelle fordele ved at sagsøge forureneren i sag mod myndigheden, er der intet krav om, at den berørte tredje part skal sagsøges. Sagsøger bestemmer, hvem sag skal rejses mod. Den eneste betingelse er, at sagsøgte har fornøden rådighed over den nedlagte påstand, og denne betingelse undersøges ikke ex officio af domstolene – eller i hvert fald ikke konsekvent. Domstolenes undersøgelse er formentlig begrænset til, om sagsøgte har nogen forbindelse til sagsgenstanden, medmindre sagsøgte påstår ikke at være rette sagsøgte. Se til illustration U 2000.1103 H, hvor Dansk Cyklistforbund sagsøgte Roskilde Kommune for manglende VVM, selv om afgørelsen var stadfæstet af Naturklagenævnet, og nævnet skal foretage en fuld prøvelse af VVM-pligten. Havde kommunen i denne sag taget bekræftende til genmæle over for cyklistforbundet, var resultatet blevet et retskraftigt indenretligt forlig i direkte modstrid med Naturklagenævnets afgørelse – uden at domstolene havde prøvet Naturklagenævnets afgørelse.

Er forureneren F – som forpligtes, hvis sagsøger N får medhold over for myndigheden – ikke part i sagen, vil dommen følgelig afsiges uden, der fuldt ud kan være taget højde for F's mulige indsigelser. Processuelt kan F's manglende deltagelse i processen betyde, at sagen er ufuldstændig oplyst. Men hertil kommer et mere principielt aspekt. Får N ved dom medhold i, at myndigheden skal meddele et påbud til F – eller at myndigheden hos F skal fjerne en indretning, som myndigheden tidligere har accepteret, er det tvivlsomt, om dommen kan tillægges fuld retskraft. Dels kan F anføre, at dommen alene

binder parterne, hvorfor myndigheden ikke kan være bundet, i det omfang dette forpligter F. Dels kan F anføre, at før indgrebet iværksættes, må F have prøvelsesmulighed, hvormed der kan opstå den uheldige situation, at myndigheden forpligtes af to modstridende domme. Endelig vil F kunne anføre, at et indgreb i en af myndigheden tilladt indretning hos F er ekspropriationslignende, hvis indgrebet er sket, uden F har haft lejlighed til at prøve beslutningen, da installationen set fra F må anses som lovlig.

Materielt betyder F's manglende deltagelse derfor, at der kan rejses alvorlig tvivl ved dommens retsvirkninger over for F. Både de ekspropriationsretlige betænkeligheder og risikoen for utilstrækkelig oplysning begrunder efter min opfattelse, at domstolene bør afvise at tage konkret stilling til, hvilke pligter F skal pålægges og i stedet hjemvise sagen.

I dette lys må det efter min opfattelse afvises, at domstolene begiver sig ud i mere spekulative overvejelser om, hvorvidt F var i god eller ond tro om den pågældende installations lovlighed, så længe F ikke er part i sagen. Indebærer dommen, at der skal ske indgreb i en tidligere af myndighederne godkendt hidtidig lovlig indretning på F's ejendom, synes indgrebet så beslægtet med ekspropriation, at det er vanskeligt at bringe dommen til udførelse uden en forudgående taksation. Den logiske konsekvens er, at F ved et efterfølgende sagsanlæg kan få dom for, at det i den første dom fastsatte indgreb ikke kan bringes til udførelse, før der er sket taksation. Skal U 2003.1628 Ø anses som udtryk for gældende ret, er der følgelig åbnet for et uoverskueligt processuelt kaos.

Selv om hjemvisning kan fjerne en del betænkeligheder ved at føre processen uden F, løser det ikke alle problemer. Også på det processuelle plan giver F's manglende tilstedeværelse problemer. Giver myndigheden f.eks. afkald på at påberåbe sig en søgsmålsfrist, bevirker det, at domstolen kan ændre på en ellers retskraftig afgørelse, som F har indrettet sig i tillid. Så selv om domstolen undlader at tage stilling til, hvilket nærmere indhold myndighedens afgørelse skal have og hjemviser sagen, kan der opstå retsfølger for tredjemand, som denne ellers efter lovgivningen skulle være sikret imod. Dette kan kun imødegås, hvis domstolene ex officio prøver søgsmålsfristen, hvilket vil kræve en ændring af praksis. Alternativet er, at hjemvisning må ske med forbehold af F's berettigede forventning, således at der efter hjemvisning må tages stilling til, om omstændighederne i øvrigt begrunder, at F har indrettet sig på en sådan måde, at ændringer på forhånd må udelukkes. Der vil her være behov for at tage hensyn til, om F var i god tro, til omfanget af de foranstaltninger F har iværksat i tillid til afgørelsen og de øvrige momenter, der indgår i den forvaltningsretlige teori om berettigede forventninger, jf. f.eks. U 1986.143 H om Holte Midtpunkt.

8.4.6.2 Forhandlingsmaksimen og afskæring af høringsret

De ovennævnte anvisninger lader sig ikke uden videre overføre på de tilfælde, hvor det drejer sig om beskyttelse af borgernes ret til forudgående høring og deltagelse i beslutninger. Grundlæggende er problemet, at disse tredjeparter ikke er parter i processen mellem myndigheden og den forpligtede virksomhed F. Problemet er i disse tilfælde ikke, at den ikke-tilstedeværende tredjepart forpligtes, men at den ikke tilstedeværende tredjepart er afskåret fra at påvirke beslutningen på den måde, som loven foreskriver. Problemstillingen forekommer dels i relation til forvaltningslovens krav om partshøring af individuelt væsentligt berørte tredjeparter – og dels mere kompliceret i relation til lovkrav om inddragelse af »den berørte offentlighed« før visse beslutninger træffes, jf. f.eks. direktiv 2003/35 om ændring af VVM- og IPPC-direktivet.

Anfægter en virksomhed F en myndigheds støjkrav, vil en ændring af støjkravene efter miljøbeskyttelsesloven forudsætte, at de individuelt berørte naboer N forud er hørt. Dette taler for, at domstolsprøvelsen må begrænses til en prøvelse af gyldigheden, således at sagen hjemvises med henblik på fastsættelse af nærmere vilkår, jf. f.eks. U 2005.349 H. Dette kan ikke alene begrundes med domstolenes manglende saglige kendskab, men tillige med de processuelle krav til partshøring, således at der efter hjemvisning skal ske fornyet partshøring.

Angår det retlige spørgsmål gyldigheden af en lokalplan eller et regionplantillæg til opfyldelse af de særlige regler om forudgående miljøvurdering (VVM), kompliceres forholdet. Reglerne indebærer nemlig, at den anfægtede beslutning kun kan træffes, efter at offentligheden er hørt – og ved VVM-reglerne forudsættes yderligere, at offentligheden er præsenteret for et kvalificeret beslutningsgrundlag i form af en miljøvurdering af virkningen af det ansøgte og alternativer. Dette må have indflydelse på prøvelsen, da det er umuligt at ændre domstolsprocessen til et borgermøde. Er sag anlagt af den forpligtede virksomhed, og angår sagen vilkår for et VVM-pligtigt projekt, vil domstolene almindeligvis ikke kunne gå videre end til at hjemvise sagen, hvis virksomheden får medhold.

Problemet er, at der er lovkrav til vedtagelsesproceduren, som ikke lader sig opfylde inden for domstolsprocessens rammer. Da de samme krav om forudgående offentlighed nu også gælder for ændringer af miljøvilkår for IPPC-virksomheder, jf. direktiv 2003/35 om ændring af VVM- og IPPC-direktivet, vil domstolenes stillingtagen til miljøkrav tilsvarende begrænses. De stadigt flere regler om offentlighedens deltagelse i beslutninger på miljøområdet bevirker dermed en forskydning af domstolenes prøvelse fra det materielle til det processuelle. Dette indebærer omvendt, at det i relation til mangler ved den offentlige høring næppe er muligt at lade ugyldighed af afgørelsen

bero på det væsentlighedskriterium, som anvendes i relation til manglende partshøring. Grundlæggende er problemet, at reglerne om høring af den berørte offentlighed medfører en forskydning af afvejningen, hvor prøvelsen af væsentligheden vanskeligt lader sig løse inden for domstolsprocessens rammer. Indtil nu har domstolene dog kun i beskedent omfang været opmærksom på denne forskydning, som det f.eks. fremgår af U 2005.2885 H i sag om vindmøllepark ved Baggesvogns Gods.

Et helt særligt aspekt opstår, når fejl i den offentlige høringsfase medfører ugyldighed, og denne ugyldighed påfører den ellers berettigede et alvorligt retstab, som i U 2004.1552 H om vindmøllepark. Problemet var her, at lokalplanen var klart mangelfuld, hvorfor Naturklagenævnet underkendte lokalplanen som ugyldig. Som følge af ændrede tilskudsregler til vindenergi, betød nævnets afgørelse et alvorligt økonomisk tab for vindmøllelauget, som derfor påstod Naturklagenævnets afgørelse underkendt. Selv om Højesteret fandt, at lokalplanen ikke opfyldte vindmøllecirkulærets krav, og at disse var af væsentlig betydning, gav Højesteret vindmøllelauget medhold. Begrundelsen var vindmøllelaugets »betydelige interesse i lokalplanens opretholdelse«, samt at naboer og kommune kendte til planerne om de to høje vindmøller. Dommen må formentlig opfattes sådan, at Højesteret fandt det urimeligt, at vindmøllelauget skulle lide et alvorligt økonomisk tab pga. kommunens fejl, og at man på denne baggrund vægtede hensyn til en fuldt oplyst offentlig høring svagere. Dette er i overensstemmelse med dansk tradition, men næppe forenelig med EF-domstolens udlægning af EU-regler om offentlig høring, da virksomhedens tab kunne beskyttes ved at holde kommunen erstatningsansvarlig.

8.4.6.3 Sammenfattende om retskraft og forhandlingsmaksimen

Den kendsgerning, at en betydelig del af offentligretlige afgørelser inden for miljøretten på én gang virker bebyrdende for *en gruppe* borgere og begunstigende for *en anden gruppe* borgere, rejser flere principielle procesretlige problemer. Grundlæggende er problemet, at sagens udfald kan have indgribende betydning for fraværende tredjeparter, hvis materielle og processuelle rettigheder kan blive krænket af dommen. Når problemerne ikke længere kan henvises til det spekulative akademiske overdrev, hænger det sammen med, at der sideløbende med den intensiverede offentligretlige regulering af borgernes forhold er sket en gradvis udvidelse af borgernes ret til deltagelse og domstolsadgang.

På grundlag af analysen kan de i indledningen rejst spørgsmål lidt forenklet besvares som følger. I det triangulære forhold må der ved bestemmelsen af hver af de tre parters søgsmålsadgang sondres mellem, om: (1) påstanden an-

går indholdet og gyldigheden af en offentligretlig norm, (2) håndhævelsen af en offentligretlig norm eller et privatretligt forhold. Påstanden er tillige bestemmende for, hvem der er rette sagsøgte, idet sagsøgte nødvendigvis må have den fornødne rådighed over påstandens genstand.

Selv om udfaldet af en dom kan påvirke fraværende tredjeparter, prøver domstolene (normalt) ikke af egen drift, om sagsøger har søgsmålskompetence, eller om sagsøgte er rette sagsøgte med den nedlagte påstand, ligesom domstolene ikke af egen drøft prøver, om en lovfastsat søgsmålsfrist er overskredet. Forklaringen herpå at grundlæggende, at rammen for processen ved overgangen fra forvaltningen og klagenævn til domstolene skifter fra officialmaksimen til forhandlingsmaksimen. Grundet den komplicerede miljølovgivning opstår der herved en ikke-ubetydelig risiko for, at domme kan komme i modstrid med miljølovgivningen, uden hverken dommer eller parter var opmærksom herpå. På det processuelle plan betyder det, at domme kan afsiges, uden at der er taget de i lovgivningen forudsatte hensyn til direkte berørte tredjeparters interesser, der bl.a. skulle værnes af søgsmålsfrister og høringsret. Der opstår herved selvstændige retskraftproblemer for dommen i forhold til de berørte tredjeparter, hvor der må sondres mellem de materielle krænkelser og processuelle krænkelser.

Indtil nu har domstolene været tilbageholdende med aktivt at forholde sig til disse sider af processen, hvilket har ledt til domme, som er i konflikt med offentligretlige regler og i enkelte tilfælde til domme, som savner fornuftigt meningsindhold. En tilsvarende passivitet har været udøvet fra lovgiver, idet der i retsplejeloven savnes regler, som sikrer en mere pålidelig processuel ramme for at håndtere den trinangulære proces ved domstolene.

En foreløbig løsning på de rejste problemer vil være, at domstolene afstår fra at give medhold i fuldbyrdelsespåstande, der direkte berører fraværende tredjemænd – i hvert fald når disse tredjemænd i lovgivningen er tillagt særlige processuelle rettigheder som partshøring eller offentlig høring eller materielle rettigheder som ejendomsret, ligesom domstolene kunne opfordre de stridende parter til at underrette den fraværende tredjepart.

Den foreløbige løsning har dog den svaghed, at det kan føre til tilsanding af tvisterne, der herved i en række tilfælde henvises til anerkendelsessøgsmål, som åbner for nye processer. En mere samlet løsning kræver mere principielle overvejelser om muligheden for at fastholde officialmaksimen – muligvis i en modificeret version ved domstolene – og regler for inddragelse af de direkte berørte tredjeparter.

Litteraturfortegnelse

Poul Andersen: Dansk forvaltningsret (5.udg.), 1965

Inge Lorange Bacher: Innføring i Naturresurs og Miljørett, 1995

Ellen Margrethe Basse: Affaldslovgivningen – et samspil mellem miljø- og konkurrenceret, 1995

Ellen Margrethe Basse: Forurenet jord – pligter og rettigheder, 1992

Ellen Margrethe Basse: Miljøankenævnet, 1987

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøkonsekvensvurdering i Danmark, Miljøkonsekvensvurderinger i retligt perspektiv, 1996

Ellen Margrethe Basse, Claus Tønnesen og Dorthe Wiisbye; Miljøerstatningsloven med kommentarer, 1995

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten bd. I, almindelige emner, 2001

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten bd. II, Arealanvendelse, natur- og kulturbeskyttelse, 2001

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten bd. III, Affald, jord, vand, råstoffer og undergrund, 2001

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten bd. IV, Forurenende anlæg og processser, 2002

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten bd. V, Risici, produkter og organismer, 2002

Ellen Margrethe Basse (red): Miljøretten 1, almindelige emner (2. udg.), 2006

Ellen Margrethe Basse: Retlig polycentri, 1995

Patricia Birnie og Allan Boyle: International Law & the Environment (2. udg), 2002

Jørgen Bjerring og Gorm Møller: Miljøbeskyttelsesloven af 1991 med kommentarer (2. udg), 1998

Anne Birthe Boeck: Lov om planlægning (2. udg.), 2002

Allan Boyle og Michael Anderson: Human Rights Approaches to Environmental Protection, 1996

Morten Broberg og Nina Holst-Christensen: EU-domme, 2003

Hans Christian Bugge: Forurensningsansvaret – det økonomiske ansvar for å forebygge, reparere og erstatte skade ved forurensning, 1999 (disputats)

Bent Christensen: Dansk miljøret, bd. 1, 1978

Bent Christensen: Domstolsprøvelse af forvaltningsakter, 1988

Bent Christensen: prøvelse, 1994

Bent Christensen: Forvaltningsret, opgaver, hjemmel og organisation, 1997.

Jan Darpö: Eftertanke och förutseende, 2001 (disputats)

Sven Deimann og Bernard Dussli: Environmental Rights, 1995

Jonas Ebbesson: Access to Justice in Environmental Matters, Europe and the Environment, 2004

Ole Espersen, Frederik Harhoff og Ole Spiermann: Folkeret, 2003

Niels Fenger: Forvaltning og Fællesskab – Om EU rettens betydning for den almindelige forvaltningsret: konfrontation og frugtbar sameksistens, 2004 (disputats)

Niels Fenger: Introduktion til fællesskabsrettens påvirkning af dansk forvaltningsret (3. udg), 2005
Hans Gammeltoft-Hansen, Jon Andersen, Morten Engberg, Kaj Larsen, Karsten Loiborg og Jens Olsen: Forvaltningsret (2. udg), 2002
Jens Garde og Karsten Revsbech: Kommunalret (2. udg), 2005
Jens Garde, Jørgen Albæk Jensen, Orla Friis Jensen, Helle Bødker Madsen, Jørgen Mathiassen og Karsten Revsbech: Forvtlningsret, almindelige emner (4. udg), 2004
Johan Garde: Lovbemærkningers sandhedsværdi, 1993
Bernhard Gomard: Civilprocessen (4. udg), 2000.
Holger Hansen: Regulering af fast ejendom (3. udg), 1997
Søren Friis Hansen og Jens Valdemar Krenkel, Lærebog i selskabsret I, 1999
Søren Friis Hansen og Jens Valdemar Krenkel, Lærebog i selskabsret II, 2000
Mogens Heide-Jørgensen, Den kommunale interesse, 1993
Carsten Henrichsen: Offentlig forvaltning – lærebog i forvaltningslære, 1999

Lovregister

EF-traktaten

Art. 2 *126*
Art. 3 *127*
Art. 5 *126*
Art. 6 *127, 128*
Art. 28 *82, 150*
Art. 30 *82, 85*
Art. 37 *127, 128*
Art. 88 *106, 128, 132*
Art. 90 *105*
Art. 95 *41, 86, 102, 128*
Art. 129 *145*
Art. 133 *86*
Art. 174 *84, 122, 129, 138, 140, 152, 153, 157*
Art. 175 *50, 84, 86, 127, 128*
Art. 176 *84*

EMRK

Art. 1 *67*
Art. 6 *77, 235*
Art. 8 *75, 76, 77, 149*
Art. 10 *78*

EU direktiver

Direktiv 67/548 om klassificering, emballering og etikettering af farlige stoffer *40, 102, 115*
Direktiv 70/524 om tilsætningsstoffer til foderstoffer *146*
Direktiv 75/440 om kvaliteten af overfladevand, der anvendes til drikkevand *27, 89*
Direktiv 76/160 om kvalitet af badevand (badevandsdirektivet) *27, 83, 89*
Direktiv 76/768 om kosmetiske produkter *102*
Direktiv 76/769 om begrænsning af markedsføring og anvendelse af farlige præparater *40, 102*
Direktiv 78/659 om kvaliteten af ferskvand, der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til, at fisk kan leve deri (fiskevandsdirektivet) *27, 89, 139*
Direktiv 79/409 om beskyttelse af vilde fugle (fuglebeskyttelsesdirektivet) *24, 28, 38, 73, 87, 95, 98, 99*
Direktiv 79/923 om kvalitetskrav til skalddyrsvande (skalddyrvandedirektivet) *27, 89*
Direktiv 85/337 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (VVM-direktivet) *29, 30, 31, 32, 51, 61, 84, 88, 97, 98,100,103,108, 112, 115, 116, 118, 218, 219, 260, 289, 294, 299*
Direktiv 87/18 om god laboratoriepraksis *115*
Direktiv 90/219 om indesluttet anvendelse af genetisk modificerede mikroorganismer *104*
Direktiv 90/220 om udsætning i miljøet af genetisk modificerede organismer (1. GMO-direktivet) *104, 151*
Direktiv 91/271 om rensning af byspildevand (byspildevandsdirektivet) *27, 90*
Direktiv 91/414 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler (plantebeskyttelsesmiddeldirektivet) *102, 108, 115, 149*

Direktiv 91/676 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget (nitratdirektivet) *27, 36, 90, 106, 121, 136*
Direktiv 92/43 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter (habitatdirektivet) *28, 29, 31, 38, 50, 73, 87, 95, 96, 97, 98, 99, 115, 116, 122, 151,211, 221, 262*
Direktiv 94/63 om forebyggelse af emissioner af flygtige organiske forbindelser (VOC) ved benzinoplagring og benzindistribution fra terminaler til servicestationer (1. VOC-direktiv) *27*
Direktiv 96/61 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (IPPC-direktivet) *25, 31, 32, 45, 51, 61, 90, 113, 115, 116, 118, 128, 149, 155, 218, 219, 249, 250, 302*
Direktiv 96/62 om vurdering og styring af luftkvalitet (luftrammedirektivet) *27, 31, 35*
Direktiv 96/82 om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer (2. Seveso-direktiv) *61, 77, 91, 115, 218, 267*
Direktiv 98/8 om markedsføring af biocidholdige produkter (biocid-direktivet) *102, 103, 115, 149, 157*
Direktiv 98/83 om kvaliteten af drikkevand *103*
Direktiv 98/30 om informationsprocedure mht tekniske standarder og forskrifter (informationsproceduredirektivet) *85, 86, 292*
Direktiv 99/13 om begrænsning af emissionen af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler i visse aktiviteter og anlæg (2. VOC-direktiv) *27, 28, 35, 91, 149*
Direktiv 99/30 om luftkvalitetsgrænseværdier for svovldioxid, nitrogendioxid og nitrogenoxider, partikler og bly i luften *27*
Direktiv 2000/59 om modtagefaciliteter i havne til driftsaffald og lastrester fra skibe *104*
Direktiv 2000/60 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (vandrammedirektivet) *20, 26, 27, 31, 36, 89, 103, 212*
Direktiv 2000/69 om grænseværdier for benzen og carbonmonoxid i luften *27*
Direktiv 2000/76 om forbrænding af affald *27, 91*
Direktiv 2001/18 om udsætning i miljøet af genetisk modificerede organismer (2. GMO direktiv) *105, 151*
Direktiv 2001/80 om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg *28*
Direktiv 2001/81 om nationale emissionslofter for visse luftforurenende stoffer *28*
Direktiv 2001/42 om vurdering af bestemte planers og programmers indvirkning på miljøet (SMV direktivet) *30, 51, 61, 88, 90, 92, 93, 103, 218*
Direktiv 2002/3 om luftens indhold af ozon *27*
Direktiv 2002/96 om affald af elektrisk og elektronisk udstyr (WEEE direktivet) *92, 106*
Direktiv 2003/4 om offentlig adgang til miljøoplysninger (miljøoplysningsdirektivet) *30, 38, 61, 108, 109, 110, 114, 118, 213, 214, 215, 216, 217, 249, 251, 256*
Direktiv 2003/35 om mulighed for offentlig deltagelse i forbindelse med udarbejdelse af visse planer og programmer på miljøområdet og om ændring af direktiv 85/337 og 96/61 for så vidt angår offentlig deltagelse og adgang til klage og domstolsprøvelse (Offentlig deltagelses direktivet) *31, 61, 118, 218, 249, 250, 252, 253, 256, 260, 277, 302*
Direktiv 2003/87 om en ordning for handel med kvoter for drivhusgasemissioner i Fællesskabet og om ændring af direktiv 96/61 (kvotedirektivet) *28, 35*
Direktiv 2004/35 om miljøansvar for så vidt angår forebyggelse og afhjælpning af miljøskader (miljøansvarsdirektivet) *31, 32, 33, 38, 94, 95, 99, 107, 114, 118, 134, 135, 137, 139, 155, 179, 199, 205, 207, 227, 233, 254, 265, 287*

Direktiv 2004/42 om begrænsning af emissioner af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler i visse malinger og lakker samt produkter til autoreparationslakering (3. VOC-direktiv) *28*
Direktiv 2004/107 om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polycykliske aromatiske kulbrinter i luften *27*
Direktiv 2006/12 om affald (affaldsdirektivet) *26, 34, 91, 92, 93, 132, 136, 139, 149, 153*

EF forordninger

Forordning 259/93 om overvågning af og kontrol med overførsel af affald inden for, til og fra Det Europæiske Fællesskab (Affaldsforordningen) *26, 34, 92, 209, 211*
Forordning 338/97 om beskyttelse af vilde dyr og planter ved kontrol af handelen hermed (CITES-forordning) *95*
Forordning 1782/2003 om fastlæggelse af fælles regler for den fælles landbrugspolitiks ordninger for direkte støtte (krydsoverensstemmelsesforordningen) *98*

Beslutninger og afgørelser fra EU

Rådets beslutning 2002/246 om bemyndigelse af medlemsstaterne til i Det Europæiske Fællesskabs interesse at undertegne, ratificere eller tiltræde protokollen af 2003 til den internationale konvention om oprettelse af en international fond for erstatning af skader ved olieforurening 1992 og om bemyndigelse af Luxembourg og Østrig til i Det Europæiske Fællesskabs interesse at tiltræde de underliggende instrumenter (fondskonventionen) *104*
Rådets beslutning 2002/762 om bemyndigelse af medlemsstaterne til i Fællesskabets interesse at undertegne og ratificere eller tiltræde den internationale konvention af 2001 om civilretligt ansvar for forureningsskader forårsaget af bunkerolie (bunkeroliekonventionen) *104*
Rådets afgørelse 2005/370 om indgåelse på Det Europæiske Fællesskabs vegne af konventionen om adgang til oplysninger, offentlig deltagelse i beslutningsprocesser samt adgang til klage og domstolsprøvelse på miljøområdet *249*

Grundloven (Danmarks Riges Grundlov, lov nr.169 af 5/6 1953)
§ 43 *161, 177*
§ 63 *276, 278, 283, 289*
§ 72 *74, 75, 224*
§ 73 *67 ff, 97, 123, 134, 161, 193, 298*
§ 19 *109, 161, 219, 220, 227, 234, 268*
§ 19, stk. 2 *268*
§ 24 *109, 217*
§ 25 *217*

Elforsyningsloven
§ 89a *252*

Forvaltningsloven
§ 7 *218*
§ 11 *220*
§ 11, stk. 2 *216*

Genteknologiloven
§ 1 *140*
§ 27 *260*
§ 36 *166*

Havmiljøloven (hmbl)
§ 3 *140*
§ 26 *104*
§ 33 *218*
§ 44 *129, 290*

§ 45a *236*
§ 48 *260*
§ 52 *283*
§ 59 *166*

Jordforureningsloven (jfl)
§ 1 *129*
§ 2 *94*
§ 6 *220*
§ 8 *220*
§ 16 *220*
§ 18 *93*
§ 22 *69*
§ 39 *159*
§ 40 *31, 234, 236*
§ 41 *31, 39, 95, 107, 185, 239*
§ 43 *195, 237*
§ 44 *70, 161, 236*
§ 45 *175, 183, 219, 236*
§ 46 *183*
§ 48 *179, 237, 263, 200*
§ 50 *252*
§ 52 *70, 252*
§ 57 *75, 229, 234*
§ 63 *93, 212*
§ 67 *200*
§ 68 *225, 228, 229*
§ 71 *239*
§ 73 *182, 206*
§ 73a *236*
§ 73b *236*
§ 74 *206*
§ 77 *260*
§ 87 *283*
§ 88 *116*

Kemikalieloven (keml)
§ 33 *149, 210*
§ 35e *109, 220*
§ 55 *260*
§ 59 *163*

Kommunestyrelsesloven
§ 47 *23*
§ 48 *23*
§ 60 *160*
§ 61 *232*
§ 68 *176*

Miljøbeskyttelsesloven (mbl)
§ 3 *140, 155*
§ 4 *50, 129, 156*
§ 4, stk. 4 *131, 152, 154*
§ 14, stk. 2 *27, 89*
§ 19 *27, 39, 89, 166, 200*
§ 21 *239*
§ 24 *72*
§ 26a *69*
§ 27 *90*
§ 28 *90*
§ 29 *90*
§ 30 *90, 112, 226, 239*
§ 31 *90*
§ 32 *90*
§ 33 *113, 200, 238*
§ 33, stk. 2 *212*
§ 34 *90*
§ 37b *71*
§ 39 *51*
§ 41 *131, 132, 137, 200, 226, 239*
§ 41a *73, 90, 91*
§ 41b *90*
§ 41c *90*
§ 42 *226, 237, 238, 247*
§ 47, stk. 2 *92*
§ 50 *91*
§ 63 *73*
§ 68 *200*
§ 69 *137, 202, 225, 226, 227, 228, 260*
§ 70 *78, 167, 180, 225, 227, 228, 229*
§ 71 *239*
§ 72 *168, 226, 236,252, 273*
§ 75 *161, 219, 227*
§ 76 *218, 265*
§ 83a *70, 161, 236*
§ 84a *181*
§ 86 *160*
§ 87 *225*
§ 88 *266*
§ 91 *260*
§ 95, stk. 4 *236*
§ 99 *265*
§ 100 *265*
§ 101 *284*

§ 102 *257*
§ 103, stk. 2 *253*

§ 110, stk. 2 *166*
§ 110, stk. 7 *166*

Miljøerstatningsloven (mel)
§ 3 *33, 171, 178, 189, 204*
§ 6 *107 ff, 185*

Miljømålsloven (mml)
§ 29 *219*
§ 30 *219*
§ 36 *96, 221*
§ 53 *260*
§ 54 *259, 260*

Miljøvurderingsloven (se SMV-loven)

Naturbeskyttelsesloven (nbl)
§ 3 *38, 39, 71, 72, 96, 210, 220, 238, 242, 264, 286*
§ 15 *72*
§ 17 *202*
§ 18 *162*
§ 19 *72*
§ 19f *262*
§ 19g *39, 73, 98*
§ 33 *96*
§ 60b *218*
§ 65 *204, 210, 218, 220, 266, 267, 287*
§ 67 *200*
§ 72 *266*
§ 73 *230*
§ 74 *202, 225,283*
§ 74, stk. 3 *202, 229*
§ 74, stk. 4 *229*
§ 76 *230*
§ 78 *230, 260*
§ 79 *258*
§ 80 *259*
§ 81, stk. 3 *259*
§ 86 *264, 265*
§ 88 *285*

Planlægningsloven (planl)
§ 1 *293*
§ 3 *96, 221*
§ 11g *88*
§ 13, stk. 2 *238*
§ 14 *206, 239, 261*
§ 15, stk. 1 *193*
§ 35 *166, 200, 202, 204, 238, 267, 270*
§ 35, stk. 2 *88*
§ 47 *69*
§ 48 *37, 69, 72*
§ 54 *266*
§ 51, stk. 6 *200*
§ 58 *260*
§ 58, stk. 1 *230, 261*
§ 59 *265*
§ 59, stk. 1 *263*
§ 59, stk. 2 *264*
§ 60, stk. 3 *231*
§ 62 *276, 285*
§ 62, stk. 3 *233, 247, 254, 276, 280, 285*
§ 63 *225, 261*
§ 63, stk. 3 *202*

Råstofloven (rål)
§ 1 *157*
§ 3 *100, 128, 157*
§ 13 *260*
§ 20 *102, 218*
§ 26 *260*
§ 31 *225*
§ 40 *266*

Retsplejelov
§ 169, stk. 1 *296*
§ 170, stk. 3 *296*
§ 341 *296*
§ 596 *287*
§ 627 *290*
§ 641 *288*
§ 642 *288*
§ 750 *233*
§ 752 *233*
§ 752, stk.1 *77*
§ 796 *233*

Skovloven (skovl)
§ 24 *72*
§ 45 *266*
§ 60 *260*
§ 62 *264, 265*

SMV-loven (smvl)
§ 8 *218*
§ 16 *258*

Vandløbsloven (vll)
§ 37a *211*
§ 48 *211*
§ 61 *103*
§ 69 *68*
§ 70 *266*
§ 80 *260*

Vandforsyningsloven (vfl)
§ 20 *211*
§ 22 *211*
§ 37 *69*
§ 38 *69*
§ 39 *69*
§ 40 *69*
§ 43 *69*
§ 65 *236*
§ 67 *236*
§ 75 *260*

Undergrundsloven
§ 37 *252*

Bekendtgørelse nr. 619 af 27. juni om affald med senere ændringer (affaldsbekendtgørelsen) *26, 257*
Bekendtgørelse nr. 943 af 16. september 2004 om godkendelse af listevirksomhed (godkendelsesbekendtgørelsen) *25, 51, 90f, 117, 253*
Bekendtgørelse nr. 1006 af 20. oktober 2005 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning (samlebekendtgørelsen) *29, 218*

Domstolsregister

Domme fra Den Europæiske Menneskerettighedsdomstol:

Guerra and others v. Italy (MAD 1998.7) *77, 150*
Hatton and others v. United Kingdom (MAD 2003.4) *76*
Lopez Ostra v. Spain *75, 76, 150*
Taskin v. Turkey (MAD 2004.1151) *76*
Öneryildiz v. Turkey (MAD 2004.1152) *76*

Domme fra EF-domstolen

sag 72/83 Campus Oil *100*
sag 302/86 Kommissionen mod Danmark *85*
sag 228/87 Pretura unificata di Torino *83*
sag 213/89 Factortame *289*
sag 300/89 Parlamentet mod Rådet *127*
sag C-2/90 Kommissionen mod Belgien *153*
sag C-379/92 Peralta *122*
sag C-405/92 Mondiet *127*
sag C-41/93 Frankrig mod Kommissionen *148*
sag C-46/93 Brasserie de Pecheure *84*
sag C-46/93 Factortame III *84*
sag C-131/93 Kommissionen mod Tyskland *38*
sag C-312/93 Peterbroeck *117*
sag C-159/94 Kommissionen mod Grækenland *105*
sag C-44/95 Royal Protection of Wild Birds (Lappel Banks) *96*
sag C-72/95 Kraajiveld *84*
sag C-168/95 Luciana Arcaro *111*
sag C-284/95 Safety Hi-Tech *148*
sag C-341/95 Bettati *121, 145*
sag C-3/96 Kommissionen mod Holland *96*
sag C-13/96 Bix Benelux *86*
sag C-180/96 Kommissionen mod UK *145, 149*
sag C-203/96 Chemische afvalstoffen Dusseldorf *153*
sag C-321/96 Mecklenburg mod Pinneberg *214, 215*
sag C-67/97 Bluhme (læsøbier) *38, 55*
sag C-217/97 Kommission mod Tyskland *217*
sag C-231/97 van Rooij *83*
sag C-293/97 Standley *136, 153*
sag C-319/97 Kortas *163*
sag C-365/97 Kommissionen mod Italien *92, 93,139*
sag C-387/97 Kommissionen mod Grækenland *93*
sag C-435/97 WWF mod Borzen *111*
sag C-36/98 Spanien mod Rådet *128*
sag C-198/98 Kommissionen mod Spanien *89*
sag C-205/98 Kommissionen mod Østrig *105*
sag C-256/98 Kommissionen mod Frankrig *98*
sag C-276/98 Linster *84*
sag C-379/98 Preussen Electra *85*
sag C-371/98 First Corporate Shipping *96*
sag C-374/98 Kommissionen mod Frankrig *98*
sag C-473/98 Toolex Alpha *157*
sag C-6/99 Greenpeace France *151*
sag C-209/99 FFAD *153*
sag C-314/99 Holland mod Kommissionen *145*
sag C-324/99 Daimler-Chrysler *82, 92,153*

sag C-512/99 Tyskland mod Kommissionen *86*
sag C-519/99 Xaviar Tridon *95*
sag C-1/00 Kommissionen mod Frankrig *147, 150*
sag C-3/00 Danmark mod Kommissionen *86*
sag C-6/00 ASA *82, 92, 153*
sag C-9/00 Granit *34, 83, 92*
sag C-24/00 Kommissionen mod Frankrig *122, 150*
sag C-117/00 Kommissionen mod Irland *73, 97*
sag C-121/00 Hahn *145*
sag C-233/00 Kommissionen mod Frankrig *216*
sag C-322/00 Kommissionen mod Holland *106*
sag C-389/00 Kommissionen mod Tyskland *105*
sag C-444/00 Mayer Parry Recycling *83*
sag C-95/01 Greenham & Abel *150*
sag C-126/01 Gemo *35, 106, 122*
sag C-192/01 Kommissionen mod Danmark *82, 121, 150*
sag C-236/01 Montesanto Agricultura Italia *151*
sag C-316/01 Glawischnig *214*
sag C-494/01 Kommissionen mod Irland *34, 92*
sag C-41/02 Kommissionen mod Holland *150*
sag C-127/02 Waddenzee *97, 98, 111, 112, 150, 271*
sag C-132/02 Minestereo della Salute *151*
sag C-143/02 Kommissioen mod Italien *98*
sag C-159/02 Holland mod Kommissionen *106*
sag C-174/02 Streekgewest Westelijk Noord-Brabant *106*
sag C-201/02 Wells *112*
sag C-209/02 Kommissionen mod Østrig *98*
sag C-213/02 Syndicat professionel des pecheurs *118, 250, 262*
sag C-235/02 Saetti og Frediani *34*
sag C-277/02 EU-Wood-Trading *111, 153*
sag C-1/03 Walle *94, 132*
sag C-94/03 Kommissionen mod Rådet *86*
sag C-98/03 Kommissionen mod Tyskland *97, 150*
sag C-117/03 Societáá Italiana Dragaggi *96*
sag C-132/03 Minestereo della Salute mod Codacons *105*
sag C-176/03 Kommissionen mod Rådet *81*
sag C-213/03 Syndicat professionel coordination *81, 86, 122*
sag C-239/03 Kommissionen mod Frankrig *81*
sag C-6/04 Kommissionen mod UK *150*
sag C-186/04 Pierre Housieaux *110, 214, 216, 217*
sag C-209/04 Kommissionen mod Østrig *83, 96*
sag C-215/04 Marius Pedersen *109, 153*

Domme fra Retten i første instans

T-13/99 Pfizer *121,**144 ff***
T-70/99 Alpharma *149*
T-158/99 Thermenhotel Stoiser *128*
T-74/00 Artegodan m.fl. *147*
T-344 og T-345/00 T-366/03 CEVA *121*
og T-235/04 Land Oberösterreich mod Kommissionen *105, 151*

Domme og kendelser fra Ugeskrift for Retsvæsen (UfR)

U 1890.141 H *14, 49, 73, 186, 197*
U 1919.780 *188*
U 1930.1059 *188*
U 1938.317 *188*
VLT 19955.374 *14, 188*
U 1958.365 H *14, 134, 178*
U 1968.84 H *187*
U 1971.276 H *184*
U 1971.672 V *178*

U 1972.189 Ø *73*
U 1972.192 Ø *73*
U 1972.314 H *247*
U 1972.603 H *73*
U 1975.488 Ø *203*
U 1976.142 H *178*
U 1977.183 V *74, 179, 180*
U 1980.30 H *283*
U 1980.373 H *285*
U 1983.298 H *260*
U 1983.714 H *187*
U 1983.1000 H *203*
U 1983.1140 Ø *177, 191*
U 1985.686 Ø *206*
U 1986.143 H *203, 231, 301*
U 1987.256 H *163*
U 1988.1 H *291*
U 1988.488 H *203*
U 1988.547 H *192*
U 1988.878 V *61, 154, 179, 277*
U 1989.191 Ø *187*
U 1989.353 Ø *178*
U 1989.420 V *61, 203*
U 1989.692 H *178, 181*
U 1990.263 Ø *206*
U 1990.824 H *284*
U 1991.444 V *187*
U 1991.672 H *174*
U 1991.674 H *133, 136, 178, 181, 183, 206, 213*
U 1991.791 Ø *213*
U 1991.907 H *203*
U 1992.567 H *204*
U 1992.575 H *185, 213*
U 1993.72 H *193, 207*
U 1993.482 H *232*
U 1994.259 V *213*
U 1994.267 H *51, 163*
U 1994.499 V *194*
U 1994.598 Ø *266*
U 1994.659 V *178*
U 1994.780 ØLK *277*
U 1994.823 H *289*
U 1995.314 V *203*
U 1995.466 H *60, 188, 190, 192, 280*
U 1995.505 H *161, 178, 180, 213, 228*
U 1995.523 V *285, 286*
U 1995.634 KH *289*
U 1995.930 V *287*
U 1995.952 Ø *273, 278*
U 1995. 1002 V *206*
U 1996.540 H *186, 188*
U 1996.854 H *211*
U 1996.1474 H *284*
U 1996.1500 V *290*
U 1997.105 H *186*
U 1997.157 H *40, 71, 73, 123,134*
U 1997.756 H *193*
U 1997.882 V *206*
U 1997.1304 Ø *278*
U 1998.278 H *37*
U 1998.549 H *178, 200, 206, 213*
U 1998.672 Ø *278*
U 1998.1639 H *293*
U 1998.1669 H *68, 134*
U 1999.311 Ø *284*
U 1999.353 H *186, 192, 280*
U 1999.360 H *192, 280*
U 1999.367 H *296*
U 1999.642 V *196*
U 1999.1444 V *206, 213, 285*
U 1999.1600 H *168, 206, 213, 273*
U 1999.1630 V *193*
U 1999.2020 H *175*
U 1999.2125 Ø *110*
U 2000.234 V *61, 174, 198*
U 2000.276 H *178*
U 2000.890 H *230*
U 2000.1103 H *61, 273, 281, 300*
U 2000.1293 H *289*
U 2000.1380 H *292*
U 2000.1832 H *230*
U 2000.2012 H *204*
U 2000.2088 V *299*
U 2000.2165 Ø *263*
U 2000.2169 H *175*
U 2000.2232 KH *292*
U 2000.2412 H *160, 198, 200, 299*
U 2000.2420 H *173*
U 2000.2430 H *60*
U 2001.111 H *275*
U 2001.929 V *188, 192, 246, 280, 298, 299*
U 2001.1437 Ø *211*
U 2001.1594 V *277*

U 2001.1709 H *167, 178, 205, 206, 213, 226, 228, 246, 288*
U 2001.2045 H *136, 137, 164, 167, 183*
U 2001.2200 H *173*
U 2001.2406 V *187, 188*
U 2001.2552 V *196*
U 2001.2584 Ø *187*
U 2002.186 V *193, 207, 247*
U 2002.297 H *197*
U 2002.757 H *281, 284*
U 2002.780 H *178*
U 2002.1253 KH *275*
U 2003.496 Ø *294*
U 2003.573 H *291*
U.2003.798 H *284, 285*
U 2003.1150 H *281, 282*
U 2003.1628 Ø *281, 298, 299, 301*
U 2003.2078 H *197*
U 2003.2309 H *162*
U 2004.960 H *278*
U 2004.1513 H *278*
U 2004.1552 H *303*
U 2004.1634 V *293, 299*
U 2004.1849 H *198, 282*
U 2004.2003 Ø *290*
U 2004.2149 H *78*
U 2004.2756 H *267*
U 2005.349 H *302*
U 2005.1301 H *193*
U 2005.1558 H *202*
U 2005.2134 H *270, 274, 277*
U 2005.2191 H *71, 273, 284, 298*
U 2005.2464 H *197*
U 2005.2527 H *158, 195, 283*
U 2005.2809 H *281*
U 2005.2885 H *294, 303*
U 2005.2923 H *95, 154, 168, 179*
U 2005.3188 H *202, 283*
U 2006.306 H *285*
U 2006.2134 H *71*
U 2006.1290 H *192, 246, 280, 298*
U 2006.1531 H *132, 200, 226*

Domme, kendelser og afgørelser fra Miljøretlige Afgørelser og Domme (MAD)

MAD 1996.125 Ø *206*
MAD 1996.182 B *164*
MAD 1996.336 V *178*
MAD 1996.371 Ø *206*
MAD 1996.383 Ø *287*
MAD 1996.618 B *163*
MAD 1996.903 V *188*
MAD 1996.967 *161*
MAD 1996.1046 *23*
MAD 1997.80 Ø *287*
MAD 1997.297 Ø *203*
MAD 1997.371 Ø *206*
MAD 1997. 423 *113*
MAD 1997.588 B *179*
MAD 1997.595B *164*
MAD 1997.744 *265*
MAD 1997.753 *264*
MAD 1997.875 V *188, 192*
MAD 1997.882 V *206*
MAD 1997.890 V *188, 192*
MAD 1997.940 *164*
MAD 1998.025 V *278*
MAD 1998.7 *77*
MAD 1998.80 V *162*
MAD 1998.158 Ø *194, 195*
MAD 1998.355 *221*
MAD 1998.508 V *162*
MAD 1998.925 V *231*
MAD 1998.961 Ø *197*
MAD 1998.1246 V *287*
MAD 1999.65 *197*
MAD 1999.88 V *188, 189, 280*
MAD 1999.187 *164*
MAD 1999.264 *78*
MAD 1999.269 *78*
MAD 1999.730 *292*
MAD 1999.733 *292*
MAD 1999.851 *123*
MAD 1999.954 Ø *206, 213*
MAD 2000.300 V *189*
MAD 2000.305 V *228*
MAD 2000.652 *72*
MAD 2000.771 *72*
MAD 2000.862 V *162*
MAD 2000.920 *292*
MAD 2000.930 B *164*
MAD 2000.928 *292*
MAD 2000.946 *292*
MAD 2001.154 V *228*
MAD 2001.167 *228*
MAD 2001.224 Ø *228*

MAD 2001.535 V *287*
MAD 2001.581 Ø *284*
MAD 2001.618 B *164*
MAD 2001.939 V *195*
MAD 2001.959 V *228, 288*
MAD 2001.985 V *292*
MAD 2001.985 Ø *164*
MAD 2001.1206 *76*
MAD 2002.148 V *173*
MAD 2002.334 *265*
MAD 2002.440 *287*
MAD 2002.453 V *163, 168*
MAD 2002.572 V *162*
MAD 2002.580 ØLK *278*
MAD 2002.604 B *163, 191, 247, 299, 300*
MAD 2002.733 *131, 226*
MAD 2002.1002 B *288*
MAD 2002.1086 *162*
MAD 2002.1301 Ø *159*
MAD 2002.1302 B *211*
MAD 2002.1437 *263*
MAD 2002.1494 *264*
MAD 2003.579 *165*
MAD 2003.581 V *294*
MAD 2003.602 Ø *294*
MAD 2003.802 *76*
MAD 2003.1028 *221*
MAD 2003.1153 V *296*
MAD 2003.1256 Ø *284*
MAD 2003.1276 B *288*
MAD 2003.1285 B *167*
MAD 2004.137 V *194*
MAD 2004.219 Ø *287*
MAD 2004.336 *263*
MAD 2004.582 V *164*
MAD 2004.606 Ø *194*
MAD 2004.649 V *296*
MAD 2004.649 Ø *259*
MAD 2004.672 B *267, 278*
MAD 2004.749 *214*
MAD 2004.961 *174*
MAD 2004.1023 *283*
MAD 2004.1119 *263*
MAD 2004.1151 *76*
MAD 2004.1152 *76*
MAD 2004. 1354 Ø *210*
MAD 2004.1360 ØLK *289*
MAD 2004.1380 Ø *174*
MAD 2004. 1395 *279*
MAD 2004.1453 B *174*
MAD 2004.1463 *268*
MAD 2004.1511 *226*
MAD 2004.1529 *265*
MAD 2004.1538 *98, 113*
MAD 2005.116 *275*
MAD 2005.116 ØLK *103*
MAD 2005.163 Ø *282*
MAD 2005.296 *232*
MAD 2005.305 V *237*
MAD 2005.314 *90*
MAD 2005.321 *263*
MAD 2005.378 *151*
MAD 2005.700 Ø *280*
MAD 2005.716 Ø *173*
MAD 2005.759 *231, 286*
MAD 2005.847 *267*
MAD 2005.957 *30, 89*
MAD 2005.965 *98, 262*
MAD 2005.1247 B *184*
MAD 2005.1591 *290*
MAD 2005.1650 *264*
MAD 2005.1679 *214*
MAD 2005.1691 *211*
MAD 2005.1737 *237*
MAD 2005.1751 *237*
MAD 2005.1774 *237*
MAD 2005.1799 *242*

Afgørelser fra Kendelser om Fast Ejendom (KFE)

KFE 1985.107 *72*
KFE 1991.255 *211*
KFE 1993.113 *69,72*
KFE 1993.139 *72*
KFE 1993.271 *74*
KFE 1993.300 *161, 179, 213, 236*
KFE 1994.208 *88*
KFE 1994.259 *226*
KFE 1994.323 *50, 156*
KFE 1997.86 *78*
KFE 1999.319 *72*

Utrykte domme og afgørelser

VLD af 14/11 1984 *72*
VLD af 4/6 1987 *178*

VLD af 1/6 1990 *181, 198*
VLD af 18/1 2006 *266, 296*

ØLD af 1/4 1994 *270*
ØLD af 27/1 2006 *296*

Utrykte Miljøklagenævns afgørelser
Afgørelse af 17/9 1990 *72*
Afgørelse af 27/2 2006 *211, 262*

Utrykte Naturklagenævns afgørelser:
Afgørelse af 31/3 2005 *259*

Utrykte Skov og Naturstyrelses afgørelser:
Afgørelse af 5/10 2005 *90*

Stikordsregister

A
Adgang til ejendom *74 f, 224 f, 229 ff,*
Administrativ rekurs *22 ff, 241,* ***256 ff***
Affald ***34***
- affaldsdepot *37,* ***92 f,*** *136, 178, 184, 211*
- affaldsdirektivet ***26,*** *34, 91 ff, 132, 136, 139, 149, 153*
- affaldsforordning ***26,*** *34, 82, 84,* ***92,*** *109, 211*
- behandling *51, 54, 76, 92, 111, 149, 153, 291*
- definitionen *92, 94*
- eksport ***26,*** *54, 82, 84,* ***92,*** *105, 109, 111,* ***153***
- gebyrer *106, 287*
- klageret *260*
- kommunale ordninger *25 f, 92, 112*

Afgørelsesbegrebet ***220 f***
Aftaler, privatretlige ***172 ff,***
Aktindsigt *22, 30, 61, 108, 110, 114, 162,* ***213 ff,*** *220, 234, 242, 250 f, 257 ff*
Antropocentrisk ***48***
Arealanvendelse *15, 20,* ***37 f,*** *44, 72, 88, 95, 136, 220 f, 230,*
Artsbeskyttelse *28 f, 33, 38, 54 f, 66, 88, 94 ff, 99, 107, 135, 179, 199, 205, 229*

B
Badevandsdirektivet *27, 83, 89*
Barcelona-konventionen *86, 122*
BAT *25, 33,* ***51 f,*** *60, 155* f
Bedst tilgængelige teknologi (se BAT)
Begrundelsespligt *109 f, 116, 128, 147 f, 158, 216, 234, 257*
Bekæmpelsesmidler *40, 44, 51, 102 f, 109, 149, 162 f, 210, 212, 275*
Berettigede forventning *73, 113, 147 f, 160, 185, 301*
Bern-konventionen *38, 82*
Berørte offentlighed *116, 118,* ***218 f*** *223, 248, 251, 302* f
Beskyttede arters levesteder *20, 28,* ***38,*** *82, 122*
Beskyttelseslinjer *37, 72, 268, 282*
Biodiversitets-konventionen *38, 48, 86,*
Biocid-direktivet *102, 103, 115, 149, 157*
Bonusprincip *212*
Bræmmebeskyttelse *68, 134*
Bunkerolie-konventionen *104, 138*
Byggetilladelse *20, 32, 192, 198, 202 ff, 210, 244, 247, 270, 281, 283, 298* f
Byspildevandsdirektivet *27, 90*
Bæredygtig udvikling *16, 46, 59, 120,* ***124 ff,*** *138, 157*

C
CITES (Washington-konventionen) *38, 95*
Culpa-reglen *49, 99, 132, 141,* ***177 f,*** *188 f, 228*

D
Dambrug *74, 98, 113, 162 ff, 178, 211, 262, 268, 292*
Decentralisering *22,* ***57 f,***
Donau-konventionen *128*
Drikkevandskvalitet *21, 27, 35 f, 83, 89, 103,*

E
Effektivitetsprincippet ***84,*** *118, 139*
Ejendomsretligt værn (se ekspropriation)
Ekspropriation *40,* ***68 ff,*** *99, 133* f, *261, 264, 301*
Ekstern delegation *160*
EMRK ***67 ff,*** *149 f, 235, 283*
Erstatningsansvar ***177 ff,***
- forureneren ***171 ff,*** *198 f,*

- i kontrakt *61, 173,*
- lovovertræder *165,*
- myndigheden *103, 172, 193, 198, 202, 207*
- naboretligt *189* f
- staten *76, 84, 138,*
- tredjeparter *181*

Erstatningsfri regulering ***68 f, 133 f,***
Erstatningsfri regulering *68,* ***133 f,***
EU-rettens betydning ***81 ff,***
- direkte effekt *24, 57 f,* ***82 ff,*** *90, 98 f, 111 f, 122 f, 128, 213, 215 f, 250, 256, 277*
- effektivitetsprincippet ***84,*** *118, 139*
- sagsbehandlingen ***107 ff***
- ækvivalensprincippet ***85,*** *117 f, 139*

F

Fast ejendom *36,* ***39 f,*** *61, 74, 94, 99, 132, 175, 182 f, 186, 192 f, 195, 221, 238*
Fauna- og floraforfalskning *38, 55, 85*
Fogedsager
- arrest *290* f
- fogedforbud *288*
- gebyrer *287*
- hegnssynsafgørelser *194*
- udpantning selvhjælp *228, 287 f,*

Fonds-konventionen *104, 138*
Foreløbige retsmidler *241, 248, 251, 254, 273,* ***287 ff,*** *294*
Forhandlingsmaksimen *248,* ***271 ff,*** *284, 291, 294,* ***300 ff***
Forholdsmæssigt afslag ***173 f***
Forsigtighedsprincippet *16, 50, 60, 116, 120, 123,* ***140 ff,*** *154,*
- anvendelsesområde *141*
- fremgangsmåde ***138 ff***
- risikovurdering *144, 154, 168, 267, 295*
- risikostyring *147*

Forureneren betaler-princippet *15, 17, 19, 35, 45, 49, 57, 60, 73, 77, 106, 115, 121 f,* ***129 ff,*** *153, 155, 167 ff, 183, 236,*
Frihandel *55, 65, 82, 84 f, 121 f, 132, 151, 167*
Fuglebeskyttelsesområder (se Natura 2000-områder)
Fiskevandsdirektivet *27, 89, 139*
Forureningskortlægning *174, 210, 220, 260*
Forvaltningsaftaler *176*
Forældelse *165 ff,* ***185 f,*** *213, 285,*
Fuglebeskyttelsesdirektivet *24, 28, 38, 73, 87, 95, 98, 99*

G

Genéve-konventionen *35*
Genmodificerede organismer *21, 25,* ***40 f,*** *66,* ***104 f,*** *142, 151, 214*
Genopretningsprincip *95,* ***138 f, 152 ff,***
GMO-direktivet *104, 151*
God tro *160, 175 f, 183, 200, 202 f, 236, 298, 301*
Grundejeransvar *129, 131, 133,* ***136 f,*** *178, 183, 206, 213*

H

Habitatdirektivet *28, 29, 31, 38, 50, 73, 87, 95, 96, 97, 98, 99, 115, 116, 122, 151,211, 221, 262*
Helsinki-konventionen *104*
Hegnstvister ***194 f***
HNS-konventionen *104*
Hval-konventionen *38, 124*
Hævd *171,* ***195 ff,***
- alderstidhævd *196* f
- forurening *49, 73,*
- ordinær hævd *196* f

Håndhævelse ***223 ff,***
- adgang til ejendom *75, 225,* ***230 ff,***
- aktindsigt ***250***
- arrest ***290 f,***
- borgernes krav *231,* ***253 ff,*** *277*
- effektivitetsprincippet ***84,*** *118, 139*
- erstatningsretten *199*
- EU-krav *81, 117*
- fogedforbud ***288 f***
- fremgangsmåde *233*
- fysisk lovligggørelse *161 f,* ***200 ff,*** *229 ff, 281 ff, 290*
- høringsret ***251 ff,***

I
IPPC-virksomheder *253*
- jordforureningslov *200, 224 f,* ***228 f,***
- menneskerettigheder *77*
- middelbare regler *238* f,
- myndigheders ansvar *193, 207, 223, 245 ff,*
- miljøbeskyttelseslov ***225 ff,***
- naturbeskyttelseslov ***229 f,***
- planloven ***230 ff,***
- privatretlig *157, 195,* ***199 f,*** *280*
- påbud *137, 223 ff, 260 ff, 282,*
- retlig lovliggørelse *158, 161,* ***200 ff,*** *229 ff, 239, 269 f, 283, 290*
- selvhjælpshandling *161, 167,* ***204 f,*** ***227 ff,*** *288*
- strafferetlig *157*
- udpantning selvhjælp *228, 287 f,*
- umiddelbare regler *238* f
- værdispild *160 f, 188,* ***201 ff,*** *231, 290*

Informationsproceduredirektivet *85, 86, 292*
Integrationsprincippet ***127 f***
Internationale miljø-traktater ***86 f,*** *104,*
Internationale naturbeskyttelsesområder (se Natura 2000-områder)
Internationalisering ***57 f,***
IPPC-direktivet *25, 31, 32, 45, 51, 61, 90, 113, 115, 116, 118, 128, 149, 155, 218, 219, 249, 250, 302*

J
Jagt *20, 28 f, 37, 54, 210*
Jordforurening ***19,*** *33,* ***39 f,*** *74, 93 ff, 132, 154, 228*
- bevis *154, 295*
- erstatningsansvar *178 ff,*
- EU-rettens betydning ***93 ff***
- flere forurenere *195,* ***237***
- forureningskortlægning *174, 210, 220, 260*
- fremmed ejendom *70, 161, 213*
- grundejeransvar *183,*
- handel fast ejendom *174, 177,*
- håndhævelse *200, 224 f,* ***228 f***
- klageret *258*
- miljøbeskyttelsesloven *225 f,*
- myndigheders ansvar *206 f,*
- påbud *137, 226 f, 230, 239, 261, 278, 282*
- påbudsadressat *237*
- selvinkrimineringsforbud *77 f, 169,* ***234 ff***
- strafferetlig *75, 77, 81,* ***162 ff,*** *201, 224, 233 ff, 243, 289*
- transport af krav *182*
- ulovlig tilstand *204 ff,*
- underretningspligt *239*

Jurisdiktion *159*

K
Kemikalier *15, 21, 25,* ***40 f,*** *50 ff, 57, 66, 86, 102, 115, 135, 149, 156* f
Kildeprincippet ***152 ff,***
Klageberettigede *242,* ***263 ff,***
- myndigheder *265*
- NGO'er *263, 276*
- parter *265*

Klagefrist *266*
Klagegebyr *266*
Klageret *258,* ***260 ff,*** *285*
- aktindsigt *251*
- retlige spørgsmål *261*

Klagevejledning *217, 266*
Klima-konventionen *35*
Kommunaltilsynet ***23 f,*** *58, 224 ff, 232, 254, 264, 283, 286*
Kommuneplaner *30, 39, 72,* ***88 f,*** *201, 203, 231, 261, 263* f
Konkurs *131, 136, 164,* ***183 f,*** *247*
Køb, forurenet ejendom *60 f, 171,* ***173 ff,*** *181, 183, 198, 219, 245, 270, 279*
- hæftelse, påbud ***183***
- sucession ***182 f***

L
Landzonetilladelse *37, 88, 162, 197 f, 200 ff, 204, 238, 261, 266 f, 269 f, 282, 286 f, 290, 296, 300*
Legalitetsprincippet *59, 158, 167, 169, 224*
Lighedsprincippet *158, 201, 210, 291*
Lokaliseringsprincippet ***50,*** *122, 153, 156, 158*

Lokalplan *156, 158, 210, 218*
- bonusvirkning *212*
- byggetilladelse *198, 202, 244, 247, 282*
- dispensation *195, 202, 232, 267, 282*
- domstolsprøvelse *273, 281 f, 298* f
- ekspropriation *69*
- fogedforbud ***288***
- forbud *206, 239, 261*
- fysisk lovliggørelse *230, 282* f,
- klageret *22 f, 257, 261, 263* f,
- lokalplanpligt *238*
- magtfordrejning *160, 176 f,*
- menneskerettigheder *78*
- miljøvurdering *30, 88 f, 294*
- naboret *192, 271*
- overtagelsespligt *39,* ***69****, 72,*
- partshøring *269*
- privat håndhævelse *231, 247, 276, 280* f
- rammestyring *37*
- retlig lovliggørelse ***201 ff****, 231, 283*
- syn og skøn *294*
- søgsmålsfrist *286*
- tilstandsservitut *193, 197*

Luftforurening *27, 32,* ***35****, 43, 53, 65, 83, 89, 113, 149, 190, 237,*
Luftrammedirektivet *27, 31, 35*

M

Mangelsindsigter *60,* ***173 f.***
Master *192, 246, 280, 298*
Menneskerettigheder *18, 24,* ***67 ff****, 119, 149, 235, 283*
Miljøansvarsdirektivet *31, 32, 33, 38, 94, 95, 99, 107, 114, 118, 134, 135, 137, 139, 155, 179, 199, 205, 207, 227, 233, 254, 265, 287*
Miljøgebyrer *63, 65,* ***106 f****, 131, 136, 161, 184, 217, 286* f
Miljøgodkendelser *21, 23, 29, 32, 51 f, 61, 73 f, 90 f, 113, 117, 133, 160, 162 f, 167, 177, 183 f, 190 ff, 200, 210 ff, 235, 238, 244, 246, 252, 260 ff, 267, 269, 271, 273, 280, 286, 291, 300*
Miljøklagenævnet *23, 58, 107,* ***257 f***
Miljøkvalitetsnormer *25, 64 f, 89, 160*
Miljøoplysninger *22, 30, 110, 114,* ***213 f****, 249 f, 258* f
Miljøoplysningsdirektivet *30, 38, 61, 108, 109, 110, 114, 118, 213, 214, 215, 216, 217, 249, 251, 256*
Miljøorganisationer
- klageberettigede *263*
- søgsmålskompetence *276*

Miljøprocessen ***241 ff***
Miljøretlige principper ***49 f, 119 ff***
Miljørettens emne ***43***
Miljørettens formål ***46 f.***
Miljørettens retskilder ***18 ff,***
Miljørettens virkemidler *62*
Miljøstrafferetten *75, 77, 81,* ***162 ff****, 201, 224, 233 ff, 243, 289*
Miljøvurdering planer (se SMV)
Miljøvurdering projekter (se VVM)
Misligholdelsesbeføjelser ***172 ff****, 271*

N

Naboret *18, 39, 52, 60, 68, 133, 171, f, 177, 179,* ***186 ff****, 270, 288*
- hegnstvister *194*
- offentligretlig regler *190 ff, 231, 244 ff, 271, 280, 298* f
- tålegrænse *187 f, 190, 203, 243, 246, 280*

Nationalitetsdiskrimination *85*
Naturklagenævnet *23, 58, 107,* ***258 f***
Natura 2000-områder *20, 28,* ***38 f.*** *54, 69, 72, f, 83, 96 f, 129, 150 f, 211, 221, 258 ff, 266*
Naturbeskyttelse *19* f, ***28, 38 f, 95 ff, 229 f***
Negotiorum gestio *74,* ***180 f***
Nitratdirektivet *27, 36, 90, 106, 121, 136*
Nitratforurening *121, 136*

O

Objektivt ansvar *19, 33, 49, 93, 99, 130 f, 133 f, 136 f, 154, 178, 187 ff, 204, 206, 213*
Objektivt strafansvar *163*
Officialmaksimen *59, 108, 114 f, 154, 158, 168, 222, 245, 248, 257,* ***268 ff****, 296, 304*

Offentlig høring *29 f, 88, 103, 116, 201, 219, 222, 245, 251, 294, 303* f
Opsættende virkning ***267 f***, *275, 287,* ***289 f***, *298*

P
Paris-konvention (atomskader) *138*
Partshøring *109 f, 161,* ***219 ff***, *227, 257, 268 ff, 296, 298, 302* f
Passivitetsgrundsætning *49, 185, 201 f,*
Passivitet, retsstridig *207, 232,*
PIC-konventionen *86*
PIC-princippet *17, 34,* ***50 f***, *59, 64, 86, 123, 155*
Pligtsubjekt *135, 138, 142, 186,* ***236 f***, *281*
POP-konventionen *52*
Privatlivets fred ***74 f***
Proportionalitetsprincippet *16, 49, 51, 59, 113, 150,* ***158 f***, *210, 231* f
Påbud
- konstitutive *226*
- lovliggørelse *137, 226 f, 230, 239, 261, 278, 282*
- tålepåbud *236* f
REACH *40, 115, 149*
Regionplaner *29, 36 f, 88 f, 113, 210, 212, 261, 294, 302*
Retlig rådeevne *161, 167, 236* f
Retskraft *190, 24, 245, 247, 255, 268, 272 ff, 277, 280, 294*
- klagenævnsafgørelser ***269***
- domme ***297***
Rette sagsøgte *241, 269, 273,* ***279 ff***, *300, 304*
Rådighedsbegrænsning *36* f, *39, 69, 174, 183, 192 f, 221*
Råstofhusholdningsprincippet *100,* ***157***
Råstofindvinding *73,* ***100 ff***, *112, 123, 134, 218, 294*

S
Selvhjælpshandling *161, 167,* ***204 f***, *232, 288*
- fremgangsmåde *202, 224*
- hjemmelskrav *224*
- jordforureningslov *228*
- miljøbeskyttelsesloven *227 f,*
- naturbeskyttelsesloven *229* f
- planloven *205, 230* f
- samspil erstatningsret *167, 198, 205*
Selvinkrimineringsforbud *77 f, 169,* ***236 ff***
Servitutter *20, 171 f, 182,* ***192 ff***, *196, 231*
- rådighedsservitutter *193 f, 197*
- tilstandsservitutter *193 f, 207*
Seveso virksomheder *61, 77, 91, 115, 218, 267*
Skalddyrvandedirektivet *27, 89*
SMV *19,* ***20, 30***, *32, 88, 90, 92 f, 103, 210, 218, 258*
Specialitetsprincipper *159, 167, 210*
Statsstøtte (EU) *35, 106, 121 f, 128 ff, 132, 289*
Støjforurening *53, 76, 186 ff, 203, 207, 214, 226, 237, 243, 246, 263, 280, 292, 302*
Sucession i ansvar *60. 137, 182*
Søgsmålsfrist *163, 241, 246, 273, 275,* ***283 ff***, *298, 301, 304*
Søgsmålskompetence *241 f,* ***274 ff***, *280, 304*
- naboers *275*
- NGO'ers *276*
- forurenerens *275*
- myndigheders *277*

T
Tilbagevirkende kraft *168, 213, 273*
Tinglysning ***182 f***, *192, 232*
Transport af krav *176, 181 f, 198*
Tredjemands retstilling *31, 112, 182, 207, 213, 246 f, 271,* ***300 f***
Truede arter *28, 31 f,* ***38***, *50, 54 f, 66, 73, 95 f, 99, 135, 199, 205*

U
Uanmodet forretningsførelse *74,* ***180 f***,
Udpantning *182, 184, 192, 194,* ***228 ff***, *236, 287, 290*
Undersøgelsespligt (se også officialmaksime og VVM)
- kemikalier *39*
- købers *173*

Undersøgelsespåbud *39, 78, **167** ff, 175, 189, 204, 206, 213 f, 219, 228, 234, 236 f, 260, 273, 299*

V

Vandforsyningsområde *19, 36, 71, 179,*
Vandforsyningstilladelse *32, 211, 242*
Vandrammedirektivet *20, 26, 27, 31, 36, 89, 103, 212*
Vejledninger *89, 212, 226 f, 235, 252*
Vejledningspligt *217, 234*
– erstatningsansvar *213*
VOC (flygtige organiske forbindelser) *27 f, 35, 91, 140*
VVM *17, 20, **29 f**, 51, 57, 60 f, 77, 84, 88, 97 ff, 108, 111 f, 115, 128, 151, 155, 159, 168, 210, 218 f, 250 ff, **259** ff, 269, 273, 281, 289 f, 293 f, 296, 299* f
VVM-direktivet *29, 30, 31, 32, 51, 61, 84, 88, 97, 98,100,103,108, 112, 115, 116, 118, 218, 219, 260, 289, 294, 299*
Værdispild *160 f, 188, **201** ff, 231, 290*

W

WEEE direktivet *92, 106*
Ytringsfriheden ***78***

Æ

Ækvivalensprincippet ***85**, 117 f, 139*

Å

Århus-konventionen *24, 30, 61 f, 79, 95, 118, 207, 213, 218, 224, 233, 242, **248** ff, 258, 260, 262, 276 f, 287, 300*