Eftertanke och förutseende

En rättsvetenskaplig studie om ansvar och skyldigheter kring förorenade områden

JAN DARPÖ

UPPSALA UNIVERSITET 2001

Juridikbok.se

Denna digitala version av verket är nedladdad från juridikbok.se.

Den licens som tillämpas för de verk som finns på juridikbok.se är **Creative Commons CC BY-NC 4.0**. Licensvillkoren måste följas i sin helhet och dessa finner du här https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/legalcode.sv

Sammanfattningsvis innebär licensen följande:

Tillstånd för användaren att:

• Kopiera och vidaredistribuera materialet oavsett medium eller format

• Bearbeta och bygga vidare på materialet

Villkoren för tillståndet är:

• Att användaren ger ett korrekt erkännande, anger en hyperlänk till licensen och anger om bearbetningar är gjorda av verket. Detta ska göras enligt god sed.

• Att användaren inte använder materialet för kommersiella ändamål.

• Att användaren inte tillämpar rättsliga begränsningar eller teknik som begränsar andras rätt att gör något som licensen tillåter.

Se även information på
https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.sv

http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:juridikbokse-f4439

Eftertanke och förutseende

En rättsvetenskaplig studie om ansvar och skyldigheter kring förorenade områden

AV

JAN DARPÖ

UPPSALA
UNIVERSITET

Säll är den som har till rättesnöre,
att man bör tänka efter före.

Tage Danielsson i *Samlade dikter 1967-1967*.

* * * * * * * * * * *

Förord

Jag ska hålla mig kort: Tack alla ni som har hjälpt mig att genomföra detta intressanta forskningsprojekt.

Tack Gabriel Michanek, du som varit min handledare under dessa år. Där jag hade detaljerna, hade du helheten och där jag hade fotnoterna kom du med texten. Jag har lärt mig något om betydelsen av perspektiv och helhet under din handledning. Ditt genuina miljöintresse bidrar också till den goda forskningsmiljön i både Uppsala och Luleå. (Fast du är en usel fiskare trots att du har den envishet som krävs.) Jag hoppas bara att du fortfarande vill vara min vän efter de här senaste veckorna.

Bertil Bengtsson har varit biträdande handledare. Hans ingående kunskaper i civilrätt har varit ovärderliga med hänsyn till de skadeståndsrättsliga frågor som berörs i avhandlingen.

Ett stort antal personer ingår i den miljörättsgrupp som leds av Staffan Westerlund i Uppsala. Några av forskarna har lämnat synpunkter enskilt på materialet. Vi har även haft intressanta seminarier på mina manus och på andra miljörättsliga frågor.

Avhandlingen behandlar delvis centrala förvaltningsrättsliga frågor. Ulla Björkman har uppmuntrat och hjälpt mig när jag fastnat i dessa. Hon har också läst mycket av mitt material. Jag har vid två tillfällen fått lägga fram material på de högre seminarierna i förvaltningsrätt och då fått viktiga påpekanden och förslag.

Charlotta Zetterberg, Maria Näslund och Charlotta Wärbo har korrekturläst och bidragit till att texten blivit klarare. Därtill har de kommit med många värdefulla kommentarer. Det största lasset har ändå Ida Mårtensson Ihd dragit då hon har försökt att lära mig om den svenska kommateringens alla mysterier. Det är tveksamt om hon har lyckats.

Den administrativa personalen på Juridiska institutionen i Uppsala, bl.a. de kunniga bibliotekarierna, har hjälpt mig med olika praktiska frågor. Jag vill också särskilt nämna Lisbeth Ryström.

Högskolan Dalarna har finansierat forskningen och gett mig en arbetsplats i Borlänge, där jag tillbringat en och annan natt. Även Juridiska institutionen i Uppsala har hjälpt mig på dessa sätt. Emil Heijnes stiftelse för rättsvetenskaplig forskning har bistått med värdefull finansiering av mina utlandsresor.

Jag vill också tacka Per Gullbring och Fredrika Östlund på Naturvårdsverket för det goda samarbete som vi har haft genom åren. Det är kunniga

eldsjälar som ni som gör att juridiken och den rättsvetenskapliga forskningen på miljöområdet blir så stimulerande.

Slutligen vill jag tacka min familj: Tack Erik, Olle, Anton och Samuel för att ni har stått ut under dessa år. Särskilt under den senaste tiden har jag varit en frånvarande pappa, såväl till kropp som till själ. Tack också min kära Viveke för att du alltid tror på det jag gör.

Till alla er vill jag rikta ett mycket varmt tack!

Janne Darpö

Innehållsförteckning

Inledning till avhandlingen 17
En komparativ studie om förorenade områden 17

1 Avhandlingens ämne, metod och avgränsning 19
1.1 Kapitlets innehåll 19
1.2 Miljöproblemet 21
1.2.1 Miljöproblemet i det lilla; Böksholms pappersbruk 21
1.2.2 Miljöproblemet i stort 23
1.2.2.1 Allmänt om uppkomsten av förorenade områden 23
1.2.2.2 Situationen i Sverige 25
1.2.2.3 Miljövårdsarbetet med de förorenade områdena i Sverige 26
1.2.2.4 Situationen i Nederländerna, Storbritannien och Danmark 27
1.2.3 Frågeställningar kring den rättsliga regleringen av förorenade områden 29
1.2.3.1 Inledning 29
1.2.3.2 Det särpräglade med förorenade områden som miljöproblem 30
1.2.3.3 Intressekonflikter kring förorenade områden 32
1.3 Miljörättsliga utgångspunkter 34
1.3.1 Inledning 34
1.3.2 Vad är miljörätt? 35
1.3.3 ”Hållbar utveckling” och miljörättsliga principer 36
1.3.3.1 Inledning 36
1.3.3.2 Allmänt om PPP 38
1.3.3.3 Principen och dess undantag 40
1.3.3.4 Egna synpunkter på PPP och förorenade områden 41
1.3.4 Den miljörättsliga forskningen 43
1.3.4.1 Allmänt om miljörättsforskning 43
1.3.4.2 Miljörättsforskningen efter UNCED i Rio 44
1.3.4.3 Närstående forskningsinriktningar 46
1.3.5 Om tolkning av miljörätt 47
1.3.5.1 Inledning 47
1.3.5.2 Om miljörätten och legalitetsprincipen 47

1.3.5.3 En hållbar metod för regeltolkning....49
1.3.5.4 Bugges uppfattning om miljörättens tre mål....51
1.4 Avhandlingen....53
1.4.1 Inledning....53
1.4.2 En diskussion om rättslig reglering av ett nutida och framtida miljöproblem....53
1.4.2.1 Syftet och ämnet för avhandlingen....53
1.4.2.2 Miljöproblemet sett ur flera perspektiv....54
1.4.3 Metod och uppläggning av studien....55
1.4.3.1 Metoden....55
1.4.3.2 Studiens uppläggning....57
1.4.4 Litteratur som belyser rättsområdet....59
1.4.4.1 Nordisk doktrin....59
1.4.4.2 Utomnordisk doktrin och komparativa problem....60
1.4.5 Avgränsningar....61
1.4.5.1 Annan lagstiftning....61
1.4.5.2 Betydelsen av utomrättsliga styrmedel....62

Inledning till avdelning I....65

2 Sverige....67
2.1 Inledning....67
2.1.1 Presentation av kapitlet....67
2.1.2 Historisk bakgrund....68
2.1.2.1 Rättsutvecklingen fram till 1969....68
2.1.2.2 Miljöskyddslagen....69
2.1.3 Miljöbalken....70
2.1.3.1 Inledning....70
2.1.3.2 Övergripande bestämmelser....71
2.1.3.3 Särskilda bestämmelser om vissa verksamheter....73
2.1.3.4 Förorenade områden....74
2.1.3.5 Övriga bestämmelser....76
2.2 Efterbehandlingsansvaret enligt miljöbalken....78
2.2.1 Inledning....78
2.2.2 Tillämpningsområdet för 10 kapitlet....78
2.2.3 Ansvarsreglerna – första ansvarskretsen....80
2.2.3.1 Verksamheter och åtgärder....80
2.2.3.2 Verksamhetsutövaren....81
2.2.3.3 Ansvarsgenombrott....86
2.2.3.4 Omfattningen av ansvaret....89
2.2.3.5 Fördelningen mellan flera förorenare....92
2.2.4 Markägarens ansvar i ”förvaringsfall”....94
2.2.4.1 Inledning....94
2.2.4.2 Förvaringsfallen i miljöbalken....98

2.2.5 Den första ansvarskretsen och kraven i tiden 100
2.2.5.1 Praxis under ML och Klippan-domen 100
2.2.5.2 Övergångsregeln i MBP 110
2.2.5.3 Tiden och förvaringsfallen 111
2.2.6 Andra ansvarskretsen – förvärvare av förorenade fastigheter 113
2.2.7 Ansvar vid värdeökning 114
2.2.8 Ansvaret för utredning 115
2.2.9 Genomförandet av kraven 117
2.2.9.1 Nya regler i gammal förpackning 117
2.2.9.2 Verksamheter med tillstånd 118
2.2.9.3 Förelägganden och beslut om kostnadsbidrag 119
2.2.10 Saneringsförsäkringen 121
2.3 Skadeståndsrättsligt miljöansvar 123
2.3.1 Miljöskadelagen och 33 kap. MB 123
2.3.2 Ekologisk skada 123
2.4 Summering och kortfattade slutsatser 126

3 Nederländerna 129
3.1 Miljörätten i Nederländerna 129
3.1.1 Inledning 129
3.1.2 Allmänna fakta om Nederländerna 129
3.1.3 Miljövården i Nederländerna 130
3.1.3.1 Miljörätten och miljövårdsfamiljen 130
3.1.3.2 Lagstiftning om förorenade områden 132
3.2 Skadeståndsrättslig grund för statens kostnadstäckning 134
3.2.1 Inledning 134
3.2.2 Skadeståndsrätten enligt 1993 års civillag (BW) 135
3.2.3 ”Twee weegenleer” eller ”two road doctrine” 137
3.2.4 Ansvaret i tiden 140
3.2.4.1 Retroaktivitet och relativitet 140
3.2.4.2 Preskription 144
3.3 Wet Bodembescherming 1994 (Wbb) 145
3.3.1 Lagstiftningsregimens inriktning och ändamål 145
3.3.2 Tillämpningsområde, plikter och ambition i miljövårdsarbetet 145
3.3.2.1 Tillämpningsområdet 145
3.3.2.2 Plikterna 146
3.3.2.3 Ambitionen i miljövårdsarbetet och användningen av numeriska värden 147
3.3.3 Adressater för kraven 148
3.3.3.1 Förorenaren 148
3.3.3.2 Markägaren 149
3.3.4 Genomförandet av kraven 150

3.3.4.1 Myndigheternas arbete 150
3.3.4.2 Förelägganden mot förorenare och markägare 151
3.3.4.3 Kostnadstäckning 151
3.3.5 Lagstiftarens försök att återställa rättsläget 153
3.3.6 Andra regler och instrument 155
3.4 Summering och kortfattade slutsatser 157

4 Storbritannien 159
4.1 Miljörätten i Storbritannien 159
4.1.1 Inledning 159
4.1.2 Allmänna fakta om rättsväsendet 159
4.1.3 Miljörätten och miljövårdsfamiljen i England och Wales 161
4.1.3.1 Rötterna från common law 161
4.1.3.2 Environmental Protection Act 162
4.1.3.3 Myndighetsorganisation och genomförande av kraven 163
4.1.4 Planlagstiftningen 165
4.2 Skadeståndsrättsliga regler 165
4.2.1 Aktioner enligt common law 165
4.2.2 Fyra aktioner vid markförorening 166
4.2.2.1 Private nuisance 166
4.2.2.2 Rylands v. Fletcher 167
4.2.2.3 Cambridge Water 167
4.2.2.4 Negligence och trespass 169
4.2.2.5 Preskription 169
4.3 Förorenad mark 171
4.3.1 Lagstiftningsregimens förhistoria 171
4.3.2 Environmental Protection Act Part IIA 172
4.3.2.1 1 Lagstiftningen tillämpningsområde 172
4.3.2.2 Inventering och ställningstagande 174
4.3.3 Ansvarssubjekten 175
4.3.3.1 Rättspraxis i brottmål under vattenlagstiftningen 176
4.3.3.2 Förorenare (klass A) enligt Part IIA 179
4.3.3.3 Flera förorenare 180
4.3.3.4 Klass B - markägaren 182
4.3.4 Genomförandet 183
4.3.4.1 Förelägganden och myndighetens ”självhjälp” 183
4.3.4.2 Hänsyn till den enskilde 184
4.4 Summering och kortfattade slutsatser 186

5 Danmark 189
5.1 Allmänt om dansk miljörätt 189
5.1.1 Inledning 189
5.1.2 Miljörätten och miljövårdsfamiljen i Danmark 189

5.1.2.1 Allmänt om miljörätten 189
5.1.2.2 Genomförandet 192
5.1.3 Närmare om lagstiftningen om förorenade områden 192
5.1.3.1 Registrering av affaldsdepoter enligt ADL 192
5.1.3.2 Offentligt finansierad efterbehandling 194
5.1.3.3 Værditaploven (VTL) 195
5.1.4 1991 års miljøbeskyttelseslov (MBL) 196
5.1.4.1 Målsättning och tillämpningsområde 196
5.1.4.2 Kravregler och tillståndsplikt 197
5.1.4.3 Tillsyn och genomförande 198
5.2 Skadeståndsrättsligt och offentligrättsligt ansvar 200
5.2.1 Civilrättsliga regler 200
5.2.1.1 Miljömyndigheterna som skadelidande 200
5.2.1.2 Skadeståndsrättsligt ansvar 202
5.2.2 Ansvaret enligt MBL 204
5.2.2.1 Rockwool-domen 204
5.2.2.2 Efter Rockwool-domen 206
5.2.2.3 Den stora polemiken 208
5.2.3 Andra begränsningar i tillämpningen av MBL 210
5.2.3.1 Pågående eller avslutad verksamhet 210
5.2.3.2 Rådighet och försäljning 211
5.2.3.3 Kraven i tiden 213
5.3 Jordforureningsloven 216
5.3.1 Lagstiftningens förhistoria 216
5.3.2 Tillämpningsområde och inriktning på miljöarbetet 216
5.3.3 Kartläggning, insatsområden och ambitionsnivåer 217
5.3.3.1 Kartläggning 217
5.3.3.2 Rättsverkningar av kartläggningen 218
5.3.3.3 Ambitionen i efterbehandlingsarbetet 219
5.3.4 Plikterna 220
5.3.4.1 Förorenarens ansvar 220
5.3.4.2 Markägarens skyldigheter 221
5.3.4.3 Undersökningar 222
5.3.4.4 Förvaltningsrättslig grund 222
5.3.5 Kraven i tiden 223
5.4 Summering och kortfattade slutsatser 226

6 Utblick i övriga Europa 229
6.1 Inledning 229
6.2 Andra europeiska länder 230
6.2.1 Rättsliga syskon i Norden 230
6.2.2 Tyskland 231
6.2.3 Belgien 233
6.2.4 Frankrike 236

6.2.5 Spanien och Italien 236
6.3 EU:s vitbok om ansvar för miljöskador 238
6.3.1 Bakgrund och förslagets inriktning 238
6.3.2 Syfte och tillämpningsområde 239
6.3.3 Skador som omfattas 240
6.3.4 Ansvaret 242
6.3.5 Ansvarssubjektet 243
6.3.6 Ansvarsförsäkringar 243
6.3.7 Genomförandet 244
6.4 Summering och kortfattade slutsatser 246

Inledning till avdelning II 249

7 Grundfrågor av särskild betydelse för miljöproblemet 251
7.1 Inledning 251
7.2 Regleringens målsättning och ämne 253
7.2.1 Allmänt om lagstiftningsregimer om förorenade områden 253
7.2.2 Skydd av ”marken/jorden” 253
7.2.3 Föroreningsskadan 257
7.2.4 Skydd av marken/jorden i vidare betydelse 259
7.2.5 Områden och verksamheter 260
7.3 Uppmärksamhetens pris 261
7.3.1 Grålistor 261
7.3.2 Register 263
7.3.3 Slutsatser om registrering 264
7.4 Ambitionsnivåer samt rikt- och gränsvärden 267
7.4.1 Inledning 267
7.4.2 Ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna 267
7.4.2.1 ”Multifunctionality” och ”suitable for use” 267
7.4.2.2 Diskussion om miljöambitionen 269
7.4.3 Gräns- och riktvärden 272
7.4.3.1 Gräns- och riktvärden med avseende på förorenade områden 272
7.4.3.2 Slutsatser om gräns- och riktvärden 276
7.5 Plikterna för adressaterna 280
7.5.1 Inledning 280
7.5.2 Inventeringar 280
7.5.3 Att undersöka 281
7.5.3.1 Preliminära krav 281
7.5.3.2 Undersökningar och kravet på precision 283
7.5.3.3 Andra typer av undersökningar 284
7.5.3.4 Slutsatser om undersökningar 285
7.5.4 Att anmäla 286
7.5.5 Att vidta efterbehandlingsåtgärder 287

7.5.5.1 Definitioner på efterbehandling....287
7.5.5.2 Efterbehandlingsplaner....289
7.5.5.3 Kontroll och övervakning....290
7.5.5.4 Fastighetsägarens rättsliga position....290
7.5.5.5 Slutsatser om efterbehandlingsplaner....291
7.6 Sammanfattning....294

8 Miljöansvarets rättsliga natur....297
8.1 Skadeståndsrätt och/eller förvaltningsrätt?....297
8.1.1 Olika rättsliga perspektiv på ansvaret....297
8.1.2 Oklarheter i debatten....298
8.1.3 Den fortsatta diskussionen i kapitlet....301
8.2 Skillnaden mellan de olika lösningarna i den rättsliga regleringen....303
8.2.1 Inledning....303
8.2.2 Det materiella rättsläget....303
8.2.2.1 Ett skadeståndsrättsligt synsätt....303
8.2.2.2 Ett förvaltningsrättsligt synsätt....304
8.2.3 Skadeståndsrättslig tolkning av förvaltningsrättsliga regler 305
8.2.4 Genomförandeinstrumenten....306
8.2.5 Miljömyndighetens möjlighet att väcka skadeståndsrättslig talan....307
8.3 Samsyn eller skilda världar?....310
8.3.1 Inledning....310
8.3.2 Allmänt om förhållandet mellan offentlig rätt och civilrätt. 310
8.3.2.1 Äldre uppfattningar....310
8.3.2.2 Modern doktrin....311
8.3.3 Valet av perspektiv....312
8.3.3.1 Skillnaderna i de olika perspektiven....312
8.3.3.2 Slutsatser om valet av perspektiv....315
8.3.4 Perspektivets betydelse för tolkningsmetoden....316
8.3.5 Förfarandet när myndigheten ställer krav....319
8.3.5.1 En förvaltningsrättslig modell för genomförandet av kraven....319
8.3.5.2 En samordnad ansvarsprövning....320
8.3.6 En skadeståndsrättslig ”botten”....322
8.3.6.1 Skadeståndsrättsligt skydd för det allmänna miljöintresset?....322
8.3.6.2 ”Ekologisk skada” och miljöbalken....323
8.3.6.3 Doktrinen om två vägar....325
8.3.7 Kritiska synpunkter på Vitboken om miljöansvar....326
8.4 Sammanfattning av diskussionen....331

9 Adressater för kraven: Förorenaren....335

9.1 Inledning 335
9.2 Vem är förorenare? 337
9.2.1 Inledning 337
9.2.2 Verksamhetsutövare och ansvarsgenombrott 337
9.2.3 EG-definitioner om verksamhetsutövare 339
9.2.4 Exempel från nationell miljörätt 341
9.2.5 Allmänna utgångspunkter 343
9.2.6 Definitionen av verksamhetsutövaren i miljöbalken 347
9.2.7 Ansvarsgenombrott i miljöbalken 352
9.3 Flera förorenare 355
9.3.1 Inledning 355
9.3.2 En civilrättslig ordning 355
9.3.3 En förvaltningsrättslig fördelningsmodell 357
9.3.4 Lån från skadeståndsrätten 358
9.3.5 Diskussion om fördelningsmodellen 359
9.3.5.1 Allmänna utgångspunkter 359
9.3.5.2 Kritik av regeln om solidariskt ansvar 360
9.3.6 En miljörättslig fördelningsmodell 362
9.3.6.1 Styrning och fördelning 362
9.3.6.2 Adressaternas uppgörelse sinsemellan 364
9.4 Ansvarsgrunden 365
9.4.1 Inledning 365
9.4.2 Skadeståndsrättsligt ansvar 365
9.4.3 Förvaltningsrättsligt ansvar 366
9.4.4 Individuell skälighetsavvägning 368
9.4.5 Slutsatser om ansvarsgrunden 370
9.5 Sammanfattning 374

10 Adressater för kraven: Markägaren 377
10.1 Inledning 377
10.2 Markägare som verksamhetsutövare 379
10.2.1 Inledning 379
10.2.2 Exempel på regler om anknytning till förorenaren eller verksamheten 379
10.2.2.1 Markägaransvaret enligt EPA Part II A 379
10.2.2.2 Svensk rätt om markägaransvaret 380
10.2.3 Slutsatser om markägaren som verksamhetsutövare 382
10.3 Förvaltaransvaret 384
10.3.1 Inledning 384
10.3.2 Markägaren som förstahandsadressat 385
10.3.3 Markägaren som subsidiärt ansvarig 386
10.3.3.1 Ansvaret uppdelat i två kretsar i EPA Part II A 386
10.3.3.2 Att ”ha noe” enligt den norska forurensingsloven 387
10.3.4 Markägaren som ansvarig endast i vissa fall 389

10.3.5 Slutsatser om förvaltaransvaret 390
10.4 Förvärvsansvaret 392
10.4.1 Inledning 392
10.4.2 Att ”växa in i förorenarens ansvar” genom förvärv 392
10.4.3 ”Oskyldiga markägare” 392
10.4.4 Slutsatser om förvärvsansvaret 393
10.5 Värdeökningsbidrag 395
10.5.1 Inledning 395
10.5.2 Regler om obehörig vinst 395
10.5.3 Andra synsätt på värdeökning 397
10.5.4 Slutsatser om värdeökningsbidrag 397
10.6 Diskussion 399
10.6.1 Inledning 399
10.6.2 Markägaransvaret och PPP 399
10.6.3 Utgångspunkter för diskussionen om markägaransvaret 401
10.6.4 Den närmare utformningen av markägaransvaret 404
10.6.4.1 Förvaltaransvar eller förvärvsansvar? 404
10.6.4.2 Omfattningen av ansvaret 405
10.6.4.3 Förvärvsregeln 406
10.6.5 Undantag för ”oskyldiga markägare”? 407
10.6.5.1 Markägaransvar och försäkringar 407
10.6.5.2 Andra kombinationsmöjligheter 408
10.6.5.3 Tidsperspektivet 408
10.6.6 Kostnadsbidrag för värdeökning 409
10.7 Sammanfattning av diskussionen 411

11 Miljövårdskraven i tiden 415
11.1 Inledning 415
11.2 Miljökraven i tiden i olika lagstiftningsregimer om förorenade områden 417
11.2.1 Inledning 417
11.2.2 Olika syn på frågan om retroaktivitet 417
11.2.2.1 1 Nederländerna 417
11.2.2.2 Storbritannien 418
11.2.2.3 Tyskland 419
11.2.2.4 Norge 420
11.2.2.5 Danmark 421
11.2.3 Sverige efter Klippan-domen 422
11.2.3.1 Uppmärksamheten kring domen 422
11.2.3.2 Regeringsrätten om retroaktivitet 423
11.2.3.3 Avgöranden efter Klippan-målet 425
11.2.3.4 Miljöbalken 427
11.3 Retroaktivitet och europarätt 430
11.3.1 Inledning 430

11.3.2 Allmänt om retroaktivitet 430
11.3.3 EG-domstolens rättspraxis om retroaktivitet 433
11.3.3.1 Doktrinen om EG-reglernas omedelbara tillämplighet 433
11.3.3.2 IRCA-målet 435
11.3.3.3 En presumtion om icke-retroaktivitet 436
11.3.3.4 Isoglukos-målen 437
11.3.3.5 Förutsättningar för att bryta presumtionen om icke-retroaktivitet 438
11.3.3.6 EG-rättsliga principer och retroaktivitet 439
11.3.3.7 Berättigade förväntningar 440
11.4 Utgångspunkter för en diskussion om retroaktivitet 445
11.4.1 Inledning 445
11.4.2 Lagtolkning och retroaktivitet 446
11.4.3 Betydelsen av begreppet ”retroaktivitet” 448
11.4.4 EG-rättsliga kriterier för tillåten retroaktivitet 449
11.4.4.1 Den rättsvetenskapliga diskussionen om retroaktivitet 449
11.4.4.2 Sammanfattande om den europarättsliga inställning 452
11.5 Miljökraven i tiden enligt miljöbalken 454
11.5.1 Inledning 454
11.5.1.1 Slutsatser av Klippan-domen 454
11.5.1.2 Kravet på tydlighet 454
11.5.1.3 Övergångsregeln till miljöbalken 455
11.5.1.4 Tillåten retroaktiv lagstiftning? 456
11.5.1.5 Betydelsen av dåtidens uppfattning av rättsläget 457
11.5.1.6 Miljörättsliga plikter som träffar rådande förhållanden 459
11.5.1.7 Avslutade och överlåtna verksamheter 460
11.5.1.8 Betydelsen av tillstånd 461
11.5.1.9 Inställning på näraliggande rättsområden 462
11.5.2 Slutsatser om de berättigade förväntningarna och miljöbalkens 463
11.5.2.1 En bedömning från fall till fall 463
11.5.2.2 Undersökningsansvaret 464
11.6 Avslutande och allmänna betraktelser 466
11.6.1 En skadeståndsrättslig botten i tiden 466
11.6.2 Uttryckliga tidsgränser 467
11.7 Sammanfattning av diskussionen 469

Summary in English 473
Introduction 473
Contaminated areas 473
The study 473

Part I 475
Sweden 475
The Netherlands 476
United Kingdom (England and Wales) 478
Denmark 479
Other European countries and the EC White Paper on environmental liability 480
Part II 481
Typical legal issues relating to contaminated areas 481
Public law and/or private law 483
Liabilities of the polluters 484
Responsibilities of landowners 484
Time and retroactivity 485

Källor och litteratur 487
Offentligt tryck 487
Sverige 487
Förenta Nationerna 488
Europarådet 488
Europeiska unionen 488
Danmark 488
Domar och beslut 489
Sverige 489
Nederländerna 490
Storbritannien 491
Danmark 492
Övriga stater 493
Tyskland 493
Belgien 493
USA 494
Norge 494
EG-domstolen 494
Böcker och artiklar 495
Otryckta källor 508
Sverige 508
Intervjuer och andra muntliga källor 508
Sverige 508
Nederländerna 508
Storbritannien 508
Danmark 508

Förkortningar

Här följer de vanligaste förkortningarna som används i texten:

ABL	Aktiebolagslagen (1975:1385)
ADL	Affaldsdepotloven
Awb	Algemene Wet Bestuursrecht
BrB	Brottsbalken
BW	1992 års Burgerlijk Wetboek
DETR	Department of the Environment, Transport and the Regions
DoE	Department of the Environment
Ds	Utredning i departementsserien
EA	Environment Agency
EGD	EG-domstolen
EKMR	Europakonventionen om de mänskliga rättigheterna
EPA	Environmental Protection Act
ExL	Expropriationslagen (1972:719)
FBL	Fastighetsbildningslagen (1970:988)
FL	Förvaltningslagen (1986:223)
FOB	Folketingets Ombudsman
GW	Grondwet
HD	Högsta domstolen
Hof	Gerechtshof
HovR	Hovrätten
HR	Hoge Raad
HskL	Hälsoskyddslagen (1982:1080)
HVst	1874, 1919 och 1957 års hälsovårdsstadgor
Ibs	Interim bodemsanering
ICM	Isolating, controlling and monitoring (efterbehandlings-metod)
ISK	1963 års Immissionssakkunninga
JB	Jordabalken (1970:994)
JFL	Jordforureningsloven
KADL	Kemikalieaffaldsloven
KFE	Kendelser om Fast Ejendom
KL	Konkurslagen (1987:672)
MAD	Miljøretlige Avgørelser og Domme
MB	Miljöbalken (1998:808)
MBL	Miljøbeskyttelsesloven

MBP	Lagen (1998:811) om införande av miljöbalken
MEL	Miljøerstatningsloven
MF	Miljöskyddsförordningen (1989:364)
MHF	Förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
MKN	Miljøklagenævnet
ML	Miljöskyddslagen (1969:387)
MS	Miljøstyrelsen
MskL	Miljöskadelagen (1986:225)
NJA II	Nytt juridiskt arkiv, avd II (redogörelse för lagstiftningsärenden)
NJA	Nytt juridiskt arkiv, avd 1 (domar av Högsta domstolen)
NRL	Lagen om hushållning med naturresurser (1987:12)
NVL	Naturvårdslagen (1964:822)
Obkg	Olietankbekendtgørelsen
PBL	Plan- och bygglagen (1987:10)
PE	Provincial Executive
PHA	Public Health Act
Prop	Regeringens proposition, dvs lagförslag
Rb	Arrondissementsrechtbank
RF	Regeringsformen, dvs grundlagen (KK 1974:152)
RS	Raad van Staten
RTL	Räddningstjänstlagen (1986:1102)
RÅ	Regeringsrättens årsbok
SFS	Svensk författningssamling
SFT	Statens forurensningstillsyn (norska Naturvårdsverket)
SkL	Skadeståndslagen (1972:207)
SNV	Statens naturvårdsverk
SOU	Statens offentliga utredningar
TCPA	Town and Country Planning Act 1990
UfR (U)	Ugeskrift for Retsvæsen (rättsfall publiceras under avd. A, artiklar under avd. B)
Wbb	Wet bodembescherming
VD	Vattendomstolen
VL	Vattenlagen (1983:291)
Wm	Wet milieubeheer
WRA	Water Resources Act 1991
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Wvo	Wet verontreiniging oppervlaktewater
VägL	Väglagen (1971:978) (äldre)BW 1838 års Burgerlijk Wetboek
ÄVL	Äldre vattenlagen, dvs 1918 års vattenlag (1918:523)

Inledning till avhandlingen

En komparativ studie om förorenade områden

Detta är en avhandling om rättsliga problem som rör sådana områden i naturen som är förorenade genom mänskliga aktiviteter. Studien, som är rättsvetenskaplig, är inriktad på de plikter som den miljörättsliga lagstiftningen lägger – eller borde lägga – på olika aktörer som har eller har haft något samband med de aktiviteter eller utsläpp som orsakat dessa föroreningar, eller som annars är berörda av dessa områden. Det övergripande syftet med avhandlingen är att inför framtiden ange grunderna för en rättslig reglering som kan bidra till att avhjälpa detta särskilda miljöproblem. Denna målsättning är emellertid inte nog. De rättsliga lösningar som förespråkas bör också utgå från en fördelning och omfattning av ansvaret som är samhällsekonomiskt godtagbar, samtidigt som de berörda enskildas intressen beaktas. Metoden som används är miljörättslig och komparativ; de rättsliga problemen definieras utifrån det särskilda miljöproblemet och en jämförelse görs mellan de rättsliga lösningar på dessa problem som har valts i olika länder. Därefter följer en diskussion om de lösningar som bör väljas de lege ferenda för att uppnå miljömålet.

Utgångspunkten för diskussionen är att det är fråga om ett allvarligt och långsiktigt miljöproblem, vilket gör att perspektivet måste vara dubbelt: Å ena sidan diskuteras här vilket ansvar som förorenaren har för att dessa områden ska åtgärdas så att de långsiktigt inte utgör något hot mot människa eller miljö. Detta kallar jag den reparativa sidan av de miljörättsliga plikterna. Å andra sidan diskuteras vilka skyldigheter som andra än förorenaren – typiskt sett markägare – har för att förhindra att de föroreningar som finns i ett område sprids vidare ut i omgivningen. Dessa krav på försiktighetsåtgärder inför framtiden kan sägas utgöra den preventiva sidan av saken. Diskussionen i denna studie är vidare inriktad på de plikter som kan motiveras av miljön som allmänt intresse och att det är miljömyndigheterna som främst representerar detta intresse. Det är alltså myndighetsperspektivet som dominerar studien; diskussionen omfattar de regler och instrument som bör stå till förfogande för miljömyndigheter när det gäller att ställa krav på

förorenare och markägare att undersöka och efterbehandla förorenade områden.

Studien innehåller – förutom ett inledande kapitel – två avdelningar. Avdelning I rymmer dels fyra studier av den lagstiftning som rör förorenade områden i Sverige, Nederländerna, Storbritannien samt Danmark (kapitel 2-5), dels en kortare presentation av denna lagstiftning i en vidare krets av europeiska länder samt EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador (kapitel 6). Avdelning II innehåller en problematisering och diskussion av fem frågeställningar som är av central betydelse för den rättsliga regleringen av förorenade områden; typiska rättsliga problem som beror på det miljöproblemets specifika särdrag (kapitel 7), förhållandet mellan en skadeståndsrättslig och en förvaltningsrättslig reglering på området (kapitel 8), förorenarens ansvar (kapitel 9), markägarens skyldigheter (kapitel 10) och miljökraven i tiden (kapitel 11).

1 Avhandlingens ämne, metod och avgränsning

1.1 Kapitlets innehåll

Detta första kapitel inleds med en beskrivning av miljöproblemet med de förorenade områdena. Jag utgår från en berättelse om hur utsläppen från Böksholms pappersfabrik har påverkat – och fortfarande påverkar – omgivningen. Därefter tecknas en bild över miljöproblemet i stort; först allmänt och sedan hur situationen är i Sverige och i övriga Europa. Avsnittet avslutas med en redogörelse för dels några av de särdrag som utmärker miljöproblemet och som måste beaktas vid en rättslig reglering, dels för de motsättningar och intressekonflikter som kan uppstå med anledning av att ett område är förorenat.

Därefter följer några teoretiska utgångspunkter för avhandlingen. Här beskrivs miljörätten som ämne och forskningsområde. I denna del redogör jag även kortfattat för betydelsen av det av Brundtlandskommissionen myntade begreppet ”uthållig utveckling” och de miljörättsliga principerna. Den princip som har störst betydelse för ämnet i denna studie är den om att ”förorenaren ska betala”, eller med den engelska termen ”Polluter Pays Principle” (PPP). En mer ingående redogörelse för denna görs därför redan i detta avsnitt. Jag avslutar med några ord om betydelsen av lagtolkning. Min avsikt i denna del är att påvisa hur valet av tolkningsmetod är avgörande för att uppnå målen med miljölagstiftningen. Detta är särskilt viktigt när det gäller de frågor som belyses i denna studie, som ju handlar om plikter och ansvar som är förknippade med redan uppkomna föroreningar av mark och vatten.

Sist i detta inledande kapitel ger jag en närmare presentationen av avhandlingens ämne och avgränsning: Som redan har nämnts är detta en undersökning och diskussion om den *rättsliga regleringen* kring förorenade områden, ur såväl *reparativ*, som *preventiv* synvinkel. Den reglering som diskuteras är den som rör sådana områden som *redan är förorenade* och det är miljömyndighetens perspektiv som dominerar. Studien är upplagd kring

fem centrala frågeställningar i en komparativ jämförelse mellan olika europeiska länder och en diskussion de lege ferenda.

1.2 Miljöproblemet

1.2.1 Miljöproblemet i det lilla; Böksholms pappersbruk

Irene och Göran Johansson bor på Svensgården i Drevs socken, c:a 35 km nordost om Växjö.[1] Svensgården är Görans fädernegård och har varit i släkten sedan 1800-talet. Makarna Johansson driver jordbruk med ett fyrtiotal kor. Gården och dess marker ligger vid den idylliska Drevsjön, en utvidgning av Mörrumsån. Dessa vattenområden är självklart en viktig del av Johanssons och deras djurs livsmiljö. Sjön har också höga naturvärden, främst på grund av det rika fågellivet (sångsvan, brun- och skedand, vigg, rör- och sävsångare). Idyllen är emellertid skenbar. Hela vattenområdet är kraftigt påverkat av industriutsläpp. Drevsjöns botten är täckt av en tjock ”pappersfilt” av fibersediment. Vattenmiljön är förstörd, fisken var svartlistad under många år och människorna kan inte nyttja sjön p.g.a. den otrevliga bottnen och de otillgängliga stränderna. Bottenslammet består av en stinkande, brunaktig och fiberhaltig sörja. Fibersedimenten, som på sina håll är dryga metern djupa, gör att hela sjön har blivit mycket grund och håller på att växa igen. Sedimenten innehåller dessutom tungmetaller och stora mängder av klor.[2] Göran Johansson anser att han bor vid en ”kemisk öken”.

Orsaken till dessa skador finns två km uppströms Drevsjön. Här ligger Böksholms Sulfitfabrik – eller rättare – den industritomt som är kvar efter att de flesta byggnaderna revs 1985. Sulfitfabriken uppfördes i början av 1900-talet.[3] Från 1947 arrenderades anläggningen av AB Klippans Finpappersbruk. Verksamheten pågick till 1979, de sista åren i skogsföretaget Södra Skogsägarnas regi. Produktionen och därmed störningarna i vattenrecipienterna var relativt blygsam de första femtio åren. I början av 1950- och 1960-talet flerdubblades dock tillverkningen. Samtidigt började också klor användas för blekning av pappersmassan. Anmälningar om produktionsökning gjordes vid dessa tillfällen i enlighet med vad som krävdes enligt 8 kapitlet i 1918 års vattenlag (ÄVL) till dåvarande tillsynsmyndigheten. Den

[1] Uppgifterna är hämtade ur ”Sjöar nedströms Böksholm” (Länsstyrelsen i Kronobergs län, 1999-05-28, remissutgåva), ”Idyllen i Drev blev en kemisk öken” (artikel i Dagens Nyheter den 25 augusti 1996, Gert Svensson) samt intervjuer med Leif Karlsson (Länsstyrelsen), Jan Forsberg (Växjö kommun) och Göran Johansson.

[2] Många pappersbruk, dock inte det i Böksholm, använde sig av fenylkvicksilver i processen för att minska slem- och bakteriebildning. Detta pågick från början av 1940-talet till 1967. Då först började det bli klart att denna form av kvicksilver, som man tidigare ansett vara ”helt säker”, omvandlades i naturen till metylkvicksilver som så småningom lagrades bl.a. i fisken. De fiberbankar som genererades under denna period innehåller fortfarande stora mängder kvicksilver. Vid de bruk som använde returpapper som råvara innehåller sedimenten dessutom större eller mindre mängder av PCB.

[3] En utförlig redogörelse för verksamheten vid Böksholm och den rättsliga prövningen av dess ansvar för skadorna i de närliggande vattenområdena finns i Darpö i MRT 1996:2, sid. 232ff. Målet diskuteras även nedan i kapitel 11 (avsnitt 11.2.3.3).

ökning som följde var emellertid mer än dubbelt så stor mot vad som uppgavs. Skadorna i de nedströms liggande vattenområdena blev alltmer besvärande, vilket började uppmärksammas av tillsynsmyndigheterna på 1960-talet. 1968 ansökte därför Boksholm om tillstånd enligt ÄVL för verksamhetens utsläpp av industriellt avloppsvatten. Denna ansökan behandlades vid vattendomstolen i Växjö, som meddelade deldom 1970. I denna konstaterade domstolen att verksamheten efter 1954 hade orsakat omfattande skador i vattenområdena och man var mycket kritisk till bolagets agerande efter denna tidpunkt. Domstolen menade att företaget hade agerat lagvidrigt och att störningarna numera var så kraftiga att utsläppen stred mot kravreglerna i ÄVL. Den fortsatta verksamheten krävde därför egentligen tillstånd av regeringen. Vattendomstolen kunde dock tänka sig att tillåta verksamheten genom att meddela stränga villkor under en treårig prövotid. Först därefter skulle den slutliga bedömningen av villkoren för verksamheten ske. I domen uttalades också att det senare kunde bli aktuellt med krav på sanering av de skadade vattenområdena. De slutliga villkoren för verksamheten meddelades 1979. De skyddsåtgärder och andra krav som därvid fastställdes motsvarade i stort de som gällde alltsedan 1970. Inför prövningen i vattendomstolen hade Naturvårdsverket yrkat att bolaget skulle åläggas att vidta vissa efterbehandlingsåtgärder. Detta krav avvisades emellertid av domstolen som menade att ett sådant krav inte kunde tas upp inom ramen för ett ansökningsmål.[4]

De kraftiga föroreningarna i fiberbankarna nedströms Boksholms bruk uppmärksammades så småningom av Växjö kommun och olika sedimentundersökningar gjordes i början av 1990-talet. Klippan var emellertid inte alls intresserad av att bidra till kostnaden för dessa.[5] 1994 förelade länsstyrelsen därför företaget att vidta vissa undersökningar av Drevsjön. Länsstyrelsen motiverade beslutet med att föroreningarna var resultat av de överutsläpp som skett mellan åren 1954 och 1970. Man hänvisade till 1970 års dom och menade att störningarna från verksamheten var otillåtna fram tills att ett reningsverk för utsläppen byggdes 1972. Företaget överklagade beslutet till Koncessionsnämnden, vars beslut kom i november 1996 – fem månader efter ett annat och mycket omtalat ”Klippan-mål”.[6] Nämnden ansåg att frågan om

[4] Reparativa krav kunde istället anhängiggöras genom att tillsynsmyndigheten väckte stämningstalan enligt 11 kap. 17 § 47 p. i 1918 års vattenlag (ÄVL).

[5] I skrivande stund har Länsstyrelsen och Naturvårdsverket bekostat undersökningar för 365 000 kr och Växjö kommun med 250 000 kr. Södra har stått för en mindre undersökning i anslutning till själva industriområdet (uppgifter från Jan Forsberg, Växjö kommun och Leif Karlsson, Länsstyrelsen i Kronobergs län).

[6] KN B 217/96. Det är alltså frågan om två helt olika rättsfall, med samma företag som adressat för miljökraven. Det mer omtalade Klippanmålet avser Regeringsrättens dom i målet om företagets verksamhet vid Nyboholms bruk i närheten av Järnsjön, Hultsfreds kommun (RÅ 1996 ref. 57), se avsnitt 2.2.5.1.

att sanera fiberbankarna var slutligt avgjord genom 1979 års vattendom och att ytterligare krav inte kunde ställas på företaget. Här stödde man sig på Regeringsrättens avgörande i det första Klippanmålet som man menade innebar att krav över huvud taget inte kunde ställas på verksamheter som avslutats före 1989. Att länsstyrelsens föreläggande hade avsett att företaget skulle göra rätt för sig efter ett lagstridigt agerande, inverkade inte på Koncessionsnämndens bedömning.

Leif Karlsson på Länsstyrelsen i Kronobergs län är uppgiven och uttalar om Klippan:

> ”De vägrar att samarbeta. Vi har i många år försökt få dem att åtminstone hjälpa till med att undersöka vilka gifter som finns i Drevsjön, så att vi kan ta ställning till om sjön ska saneras eller ej. Men de gör allt för att slippa från sitt ansvar.”

Även Göran Johansson är uppgiven, men mest arg. Han berättar att när det var som värst på 1960-talet hände det att kor dog efter att ha druckit av åvattnet. Efter de sedvanliga översvämningarna på vårarna blev det kvar en ”filt” av pappersmassa på åkrarna och grödorna. Lukten av verksamheten kändes kilometervis. Visst har han fått ekonomisk ersättning för en del av dessa olägenheter, men han anser att Klippan ska bekosta vidare undersökningar av Drevsjön. Han omdöme om företaget är inte nådigt:[7]

> ”- Nej, miljöbovarna slinker undan och förhalar med hjälp av kryphål och lagvrängare, och de vill inte stå för vad de gjort. Men här läcker giftbankarna, år efter år. Det är för djävligt!”.

1.2.2 Miljöproblemet i stort

1.2.2.1 Allmänt om uppkomsten av förorenade områden

Det finns i hela den industrialiserade världen tusentals platser med gamla avfallsupplag, förorenade markområden och sediment från vilka föroreningar sprids eller riskerar att spridas till miljön.[8] Många av dessa problem härrör från verksamheter som bedrevs innan den moderna miljölagstiftningen kom till. I vissa fall rör det sig om lämningar efter industriell verksamhet från tiden före sekelskiftet eller ännu längre tillbaka. På den tiden använde man ofta primitiv teknisk utrustning och öppna system. Man hade ofta bristande

[7] Leif Karlsson och Göran Johansson i den ovan nämnda DN-artikeln.

[8] Inledningen i detta avsnitt är hämtad från ”Om ansvar för miljöskulder i mark och vatten – förslag till lagstiftning om efterbehandling av förorenade områden” (Naturvårdsverket stencil 1996-02-06/Norman). Uppgifterna i övrigt om Sverige är hämtade ur Inför ett långsiktigt saneringsarbete – lägesrapport (Naturvårdsverket Rapport 4318, 1994) och Efterbehandling och sanering av förorenade områden i Sverige – lägesrapport oktober 1999 (Naturvårdsverket PM 1999-10-05/Gullbring).

kontroll och säkerhetsutrustning samt, kanske viktigast av allt, bristande kunskap om olika ämnens hälso- och miljöeffekter. Det kan i sammanhanget vara värt att komma ihåg att ända fram till 1960-70-talet förekom rening av utsläpp till luft och vatten endast i begränsad omfattning.

Vid äldre tiders industrianläggningar löstes avfallsproblemen vanligen genom deponering. I dessa upplag blandades allt slags avskräde, från harmlöst till miljöfarligt avfall. Lokalisering och utformning av dessa upplag kan vara mindre lämpliga, vilket innebär att omgivningen utsätts för föroreningar genom läckage via mark- och grundvatten samt avgång till luft av lättflyktiga ämnen. Ofta är också äldre tiders industriområden kraftigt påverkade av föroreningar från verksamheterna. Stora arealer har dessutom avjämnats eller utvidgats mot vattenområden med utfyllnader av industriella restprodukter. Även om förorenade områden främst förknippas med äldre tiders industriella verksamheter, skapar också dagens industrier efterbehandlingsproblem. Trots bättre rutiner och kontroll förorenas områden fortfarande genom olyckor, läckande tankar och ledningar samt genom dumpningar och genom olämplig deponering av avfall.

De akuta skadorna från föroreningar av mark och vatten är sällan stora eller spektakulära, även om historien visar att det förekommer (se nästa avsnitt). Dagens problem med dessa områden är istället att det på vissa platser sker ett betydande utläckage som ger oacceptabla miljöeffekter. Föroreningarna från såväl deponier som markområden sprids via grundvattnet vidare ut i miljön. Grundvattentillgångarna kan under olyckliga omständigheter slås ut eller påverkas av relativt små föroreningsmängder. Även processutsläpp direkt i ytvattenrecipienter har bidragit till att omgivande vattenområden förorenats. Dessa direkta och indirekta utsläpp av ämnen har gett upphov till förorenade sediment. De förorenade sedimenten utgör i sin tur en sekundär föroreningskälla varifrån föroreningar kan frigöras successivt genom naturliga processer, men även genom mänsklig verksamhet som båttrafik eller muddring. Förorenade områden utgör även betydande källor för ämnen som inte längre får användas eller som håller på att avvecklas. Exempel på detta är PCB och kvicksilver som finns lagrat i fiberbankar nedströms pappersbruken. Till detta kommer att områdena genom sin föroreningspotential i många fall utgör ett allvarligt framtida hot mot hälsa och miljö. Dessutom kan det vara svårt eller omöjligt att använda eller exploatera ett förorenat område på grund av dessa miljöbelastningar. Känslig markanvändning som trädgårdsodling eller daghemsverksamhet[9] är ofta utesluten. Även möjligheten att bygga bostäder i ett sådant område kan vara begränsad med tanke på uppträngande gaser och gifter i marken.

[9] Bland annat med tanke på att mindre barn i den s.k. jordätaråldern får i sig avsevärda mängder jord vid utomhusvistelse.

1.2.2.2 Situationen i Sverige

De förorenade områdena i Sverige är många och av olika slag. Vissa är mycket stora till ytan, innehåller stora mängder av föroreningar och har ett regionalt påverkansområde. Hit hör områden som hänger samman med branscher som gruvindustri, järn- och stålverk, cellulosa- och kloralkaliindustri.

Gamla sulfidmalmsgruvor[10] och det avfall som dessa har genererat är ett stort miljöproblem. Utfyllda områden och avfallshögar (gruvhögar, sandmagasin) innehåller stora mängder metaller (koppar, zink, bly, kadmium). Dessa kan läcka ut i omgivande vattendrag, olika snabbt beroende på markens innehåll av kalk och därmed dess buffringsförmåga. Dessa metaller kan kontaminera grundvattnet så att det blir otjänligt som dricksvatten. Även själva naturmiljön kan påverkas negativt. Dessutom är ofta marken inom en stor radie kring brytningsområdet påverkat av gruvdamm som innehåller giftiga ämnen, främst bly och kadmium.[11]

Vid äldre kloralkaliindustrier är områdena kraftigt förorenade av kvicksilver och dioxiner. Marken i industriområdena är ofta genomsläppliga, vilket gör att föroreningarna går vidare ut i de närliggande vattenområdena. Så läcker det exempelvis fortfarande ut organiska miljögifter från fabriksområdet kring Bengtsfors kloralkalifabrik, trots att verksamheten varit nedlagd sedan 1925 och området numera ger intryck av att vara en ”ren naturmiljö”. Även från Eka Nobel AB:s anläggning i Bohus sprids föroreningar (kvicksilver och dioxiner) ut i miljön, i detta fall Göta älv som är vattentäkt för Göteborg.

Äldre avfallstippar kan också föra stora problem med sig. Förutom hushållsavfall finns här ofta även farliga ämnen som exempelvis PCB. Är avfallet blandat kan nedbrytningen av det relativt harmlösa hushållsavfallet göra att de farliga ämnena avgår från tipparna i gasform. Dessutom innebär dessa processer att avfallshögarna blir instabila i strukturen, vilket i sig kan utgöra en risk för människor och miljö, förutom att efterbehandlingsarbetet försvåras.

Andra områden innehåller mindre mängder föroreningar eller är ytmässigt koncentrerade och påverkar därför endast det lokala närområdet. Exempel på detta är gasverkstomter, ytbehandlings- och impregneringsanläggningar samt gamla bensinstationer. Av dessa finns å andra sidan ett mycket stort antal, varav många ligger i tätorter. Som exempel på att även mindre verksamheter kan orsaka stora problem för människor och miljö kan tas tvätterier och gasverk.

I kemtvättar hanteras stora mängder klorerade lösningsmedel (perkloretylen, trikloretylen). Alltför ofta har dessa ämnen läckt ned i den

[10] Sulfidmalm innehåller – förutom brytvärda mineraler – även svavel.

[11] Det kan nämnas att gruvavfallet i och omkring Falun står för landets största utsläpp av tungmetaller till vatten.

underliggande marken och grundvattnet och orsakar då såväl hälso-, som miljörisker. Lösningsmedlen avgår från jorden som gas och kan ansamlas under husgrunder och golv. I och med att tri- och perkloretylen är tyngre än vatten sprids de också på ett komplicerat sätt i marken, vilket gör att de högsta koncentrationerna kan finnas utanför verksamhetsområdet. Detta innebär också att lösningsmedlen sjunker i grundvattnet och kan lägga sig på botten i grundvattenmagasinen. Genom vattenförande sprickor i berget sprids sedan lösningsmedlen i berggrundvattnet. På så vis kan vattentäkten för stora områden påverkas eller slås ut.

Kolgasverken låg av distributionsskäl mestadels i tätorterna. Gasverkstomterna kunde vara ganska stora, uppemot ett tiotal hektar. På grund av läget är dessa tomter ofta attraktiva för exploatering, samtidigt som de är de kraftigt förorenade. Förgasningen av kol gav en rad restprodukter. Många av dessa användes som fyllnadsmaterial. Dominerande förorening är polyaromatiska kolväten (PAH). Andra föroreningar är lösningsmedel. Någon exploatering bör inte ske i dessa områden om inte efterbehandling sker. Även på de angränsande tomterna måste man iaktta försiktighet vid markarbeten. Till detta kommer att stora problem är förknippade med de gasverkstomter som bebyggdes i äldre tider utan någon egentlig föregående behandling.

1.2.2.3 Miljövårdsarbetet med de förorenade områdena i Sverige

Det totala antalet områden i Sverige där det finns misstanke om föroreningar uppskattas till 22 000, varav 12 000 är identifierade. Det är svårt att på ett allmänt plan ange i vilken ordning som dessa bör undersökas och efterbehandlas. Prioriteringen beror på en mängd faktorer som hänger samman med de aktuella föroreningarna, grund- och markförhållanden och den omgivande miljöns känslighet. Naturvårdsverket har utarbetat en inventeringsmetodik (MIFO[12]) som utgår från kemikaliernas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna och skyddsvärdet hos det hotade intresset. Högst prioritet har de områden som redan idag innebär akut hälso- eller miljörisk eller där det är fråga om särskilt farliga föroreningar i mycket höga halter. Även områden som utgör ett hot mot vattenförsörjningsintressen har hög prioritet.

Miljövårdsarbetet med förorenade områden inleddes redan i slutet på 1970-talet även om problemet inte uppmärksammades mer allmänt förrän tio år senare.[13] Idag pågår inventeringar i stort sett i alla län. Undersökningar pågår på ett 50-tal platser, ett 20-tal efterbehandlingsprojekt har slutförts.

[12] Metod för Inventering och riskklassificering av Förorenade Områden, se avsnitt 7.5.2.

[13] I recipienterna utanför pappersbruken genomfördes i slutet av 1970-talet ett visst saneringsarbete med inriktning på de kvicksilverkontaminerade fibersedimenten, bl.a. utanför Karskärsverket i Gävle och i Urserumsviken i Västervik.

Kostnaden för enstaka efterbehandlingsprojekt kan bli mycket höga; samhällets räkning för BT Kemi-affären uppgår f.n. till c:a 45 Mkr, efterbehandlingen av Urserumsviken (Västerviks pappersbruk) är beräknad till 70 Mkr. Den sammanlagda räkningen för undersökning och efterbehandling av samtliga förorenade områden uppskattas av Naturvårdsverket till 25 Mdr. Av dessa räknar man att hälften ska bekostas av de som ansvarar för föroreningarna, bl.a. genom att ett stort antal områden är föremål för frivilliga insatser. Så har Försvaret, S J Fastigheter, SGU/Statens oljelager (beredskapslager för olja), Telia och Vattenfall egna projekt. Dessutom har staten och oljebranschen gjort en överenskommelse om att saneringen av förorenade bensinstationer ska bekostas över bensinpriserna. Den s.k. SPIMFAB-uppgörelse omfattar de områden som förorenats efter 1969 (6 000 st.). Fram till idag har staten lagt ut c:a 1 Mdr på olika efterbehandlingsprojekt. Även kommunerna har alltsedan början av 1970-talet lagt ut stora summor på efterbehandling.

1.2.2.4 Situationen i Nederländerna, Storbritannien och Danmark

Jag nämnde inledningsvis att problemen med förorenade områden finns över hela den industrialiserade världen. Mellan länderna i Europa finns i detta avseende både likheter och olikheter, beroende på den nationella industri- och näringsstrukturen, mark- och grundfrågor samt givetvis befolkningstäthet. Denna senare faktor varierar ju högst betydligt från land till land. Där Sverige har en genomsnittlig befolkningstäthet på 18 personer per km^2, har Frankrike 100, Danmark 119, Storbritannien 238, Tyskland 246 och Nederländerna 447 personer. Nu säger genomsnittssiffrorna inte hela sanningen. Tätorter finns i all länder och vissa föroreningar är typiska för dessa miljöer, oavsett i vilket land de ligger. Som nämnts tidigare gäller detta exempelvis för äldre kolgasverk.

De länder som främst är föremål för den komparativa delen av denna studie är Danmark, Storbritannien (England och Wales) samt Nederländerna. Skälet till att jag har valt de tre sistnämnda länderna framgår nedan.[14] När det gäller miljöarbetet med förorenade områden i dessa länder kan det dock vara på sin plats att redan här ge en kort introduktion. Här ges bl.a. en uppskattning av det totala antalet berörda platser i varje land. Det finns emellertid anledning att vara försiktig vid denna typ av jämförelser. Man räknar på olika sätt och siffrorna behöver inte nödvändigtvis återspegla det antal som verkligen kommer att efterbehandlas. Det kan lika gärna vara fråga om att den nationella miljömyndigheten anger en ambition för undersökningsarbetet. En genomgående trend är också att de uppskattningar som görs i början av en efterbehandlingskampanj i ett land efterhand får revideras. Ex-

[14] Avsnitt 1.4.3.2.

empel på detta kan är att man i Danmark 1983 antog att antalet förorenade områden var 500 och dessa skulle kunna efterbehandlas på 10 år till en kostnad av 400 MDkr. 1990 löd uppskattningen på 6 000 områden, 30 år och 8 000 MDkr, för att 1993 öka ytterligare till nära 11 000 områden till en kostnad enbart för det offentliga på 12 000 MDkr, under ett okänt antal år. Till detta förväntades den privata sektorn stå för ytterligare 10 000 MDkr. Idag uppskattas antalet misstänkt förorenade objekt till 37 000 st.[15] En liknande utveckling har skett i Nederländerna, där uppskattningen av allvarligt förorenade områden på tjugo år har stigit från 350 till 100 000.

Miljöarbetet med att undersöka och efterbehandla förorenade områden kom igång på 1970- eller 1980-talet, med Danmark och Nederländerna i täten. Storbritannien kan representera de länder som har uppmärksammat problemet först under senare år, åtminstone när det gäller lagstiftning på området. I samtliga länder utlöstes allmänhetens och lagstiftarens intresse för dessa frågor genom olika miljöskandaler. Den danska s.k. Cheminova-affären i början av 1980-talet hade stora likheter med BT Kemi i Teckomatorp; olika företag men samma förfarande, d.v.s. tunnor med bekämpningsmedel som grävdes ned i marken. Året före hade den nederländska allmänheten och politikerna blivit medvetna om denna typ av miljöproblem genom den s.k. Lekkerkerk-affären. Där hade bostäder byggts i ett område som tidigare hade använts som deponi för kemiskt avfall. Problemen blev akuta, bostäderna måste utrymmas och husen rivas. Än mer dramatisk var händelsen i Loscoe i England 1986. Här exploderade ett bostadshus vid antändningen av gaser som hade trängt upp från underliggande lager med avfall.

Det danska intresset för dessa frågor har främst att göra med landets höga befolkningstäthet och dess beroende av grundvattnet för vattenförsörjningen. Där vi Sverige endast tar hälften av vårt dricksvatten från grundvattentäkter, är man i Danmark till 90 % beroende av dessa källor. Större inslag av tung industri saknas i Danmark, men jordbruket bjuder på egna föroreningsproblem. I tätorterna finns ett stort antal gasverkstomter som i viss utsträckning är bebyggda utan nämnvärd efterbehandling. Det totala antalet misstänkt förorenade områden anges, som tidigare nämnts, numera till 37 000. Antalet områden som är konstaterat förorenade är 3 700, förutom de 600 som är åtgärdade.

Nederländerna är ett av jordens mest tätbefolkade länder. Geografiskt är det ett lågt liggande slättland, täckt med tjocka lager av lösa jordarter och genombrutet av kanaler, diken och ett allestädes närvarande vatten. Dessutom är det ett av Europas mest nedsmutsade länder. Orsakerna kan sökas i den höga befolkningstätheten, ett intensivt jordbruk samt att landet är cen-

[15] Miljøstyrelsen 1995, sid. 13.

trum för internationella transporter och kemisk industri. Dessutom finns här alltsedan romartiden en tradition att fylla ut låglänta områden med avfall och liknande. Man uppskattar att uppemot 20 % av all mark i Nederländerna är förorenad. Antalet allvarligt skadade områden beräknas till 110 000 och det kommer att ta minst 100 år att åtgärda dem alla. Den totala kostnaden för att åtgärda de områden som är allvarligt förorenade uppskattas idag till mellan 200 och 500 Mdr.[16]

Storbritannien är kraftigt urbaniserat. Det är dessutom ett av Europas mest tätbefolkade länder. Landet är höglänt i de norra och västra delarna, låglänt i söder med slättland bestående av mestadels lera, sand och kalkstensområden. Storbritanniens floder är förhållandevis korta och vattenrika, vilket gör att utsläppen når havet på relativt kort tid istället för att fastna i sediment. I det avseendet är miljösituationen annorlunda än på andra håll, t.ex. Nederländerna. Den mycket tidiga industrialiseringen har emellertid fört med sig en omfattande nedsmutsning av miljön. Åtgärder för att sanera förorenade områden i Storbritannien har traditionellt vidtagits i samband med exploatering av bebyggelse samt i viss mån för att motverka vattenförorening. De största problemen återfinns inte helt oväntat på sådana marker där det har funnits gasverk, reningsverk och deponier. Också här har man en stabil tradition att göra sig av med avfall genom att gräva ned det i marken eller dumpa det i övergivna gruvhål. Samdeponering är vanligt förekommande vilket medför särskilda miljöproblem. Många av dessa äldre avfallstippar är numera bebyggda, vilket lett till att säkerhets- och hälsoskyddsaspekter tidigt kom i förgrunden för lagstiftningen på området. Det totala antalet förorenade områden uppskattas idag till mellan 50 000 och 100 000.[17]

Det bör slutligen nämnas att den bild som tecknats här enbart är typisk för Västeuropa. I den östra delen är miljöproblemet delvis helt annorlunda. En sak är att det mesta av föroreningarna där är orsakade av statlig verksamhet. En annan är att en betydande andel av miljöförsyndelserna är rester av militär verksamhet, i första hand orsakade av den forna sovjetiska armén.

1.2.3 Frågeställningar kring den rättsliga regleringen av förorenade områden

1.2.3.1 Inledning

Miljöproblemet med de förorenade områdena har vissa särdrag som skiljer det från andra miljöproblem. Dessa särdrag måste beaktas vid en diskussion om vilka lösningar som bör väljas för den rättsliga regleringen. En sådan rättslig anpassning till det problem som ska regleras är nämligen – här som i

[16] Cleaning up soil in the Netherlands (VROM 1996), sid. 4.
[17] Tromans & Turall-Clarke 1994 sid. 15.

andra sammanhang – en förutsättning för att uppnå målen med lagstiftningen. Det särskilda miljöproblemet med de förorenade områdena väcker också många motsättningar och konflikter. Här följer en beskrivning av de särdrag, motsättningar och konflikter som är förknippade med förorenade områden. På så vis kan detta avsnitt ses som en inledande beskrivning av rättsproblemet, eller de rättsliga huvudfrågorna kring detta miljöproblem.

1.2.3.2 Det särpräglade med förorenade områden som miljöproblem

Miljöproblemet ifråga är dolt: Förorenade områden låter sig sällan klart definieras eller avgränsas. Miljömyndigheterna får ofta arbeta med betydande osäkerheter, såväl när det gäller arten och graden av föroreningen, som dess geografiska spridning. Detta gör att en reglering som enbart är kopplad till faktiskt förorenade områden, eller föroreningar över en viss nivå, blir otillräcklig. En effektiv lagstiftning förutsätter att vissa krav kan ställas på vissa adressater enbart utifrån en misstanke om att ett område är förorenat. Typiskt sett är det fråga om att krav kan ställas på den som genom sin aktivitet i ett område *kan ha orsakat* föroreningar om att vidta ytterligare utredningar av områdets föroreningsstatus. För regleringens effektivitet är det också viktigt att dessa ”preliminära krav” anses vara en del av de allmänna hänsynsregler som gäller för alla miljöfarliga verksamheter.

Miljöproblemet förändras över tiden: Som framgått ovan, utgör föroreningarna i ett område ofta inte ett konstant miljöproblem. I vissa fall kan situationen utvecklas till det bättre, exempelvis genom att föroreningarna i sediment överlagras och föroreningstransporten till omgivningen därmed minskar med tiden. Det motsatta scenariot är emellertid dominerande; föroreningar som är bundna i ett område frigörs efter viss tid och kommer i accelererande takt ut i miljön. I ett rättsligt system som ska hantera förorenade områden måste det följaktligen vara möjligt att också kunna variera miljövårdskraven med tiden.

Kunskapen om föroreningarnas art och utbredning, samt om spridningsvägar och omgivningens känslighet ökar under miljöåtgärdernas gång: Detta särdrag har att göra med den speciella karaktären i ett efterbehandlingsprojekt och frågan om utredningsbördan. Eftersom ett sådant projekt, som spänner från inventering till fullgjord efterbehandling, är en komplicerad och långvarig process ställs speciella krav på de rättsliga instrumenten. De måste utformas så att det blir möjligt att ställa krav på lagens adressater att fortlöpande ta fram det underlag som miljömyndigheternas beslut ska grundas på. Det är också viktigt att denna utredningsbörda ligger på rätt nivå, d.v.s. på den som har det övergripande ansvaret för hela projektets genomförande.

Målen med miljövårdsåtgärderna är oklara och tekniken under utveckling: Tekniken för efterbehandling av förorenade områden ligger ännu i sin linda. Den vanligaste metoden är fortfarande utgrävning och deponering av de förorenade massorna. De alternativa metoderna – exempelvis jordtvätt, biologisk nedbrytning, termisk avdrivning samt ”in-situ-metoder”[18] och annan rening på plats – spelar fortfarande en relativt blygsam roll. Det råder också en betydande osäkerhet om vad som är oacceptabelt smutsigt (”förorenat”) och acceptabelt rent i dessa sammanhang, något som har stor betydelse för *när* man ska agera, och för *målet* för efterbehandlingen. Av avgörande betydelse för svaret på dessa frågor är bl.a. vilken markanvändning som pågår eller är tänkt i och omkring området. Från miljömyndigheternas sida är därför ofta platsspecifika krav och lösningar att föredra. Från de enskildas synpunkt, såväl adressater för kraven som berörda grannar, kan det däremot uppfattas som ”rättssäkrare” att man tillämpar fasta gränsvärden för förekomsten av förorenande substanser. Även dessa frågor måste hanteras inom det miljörättsliga systemet.

Prevention och/eller reparation: Att efterbehandla ett förorenat område betraktas gärna som en reparativ åtgärd, som ett sätt för förorenaren att göra rätt för sig. Det krav som ställs på honom är då att återställa området till vad det en gång var. Miljökraven motiveras emellertid oftast med hänsyn till en framtida risk för människor och miljö. På så vis kan man också betrakta kraven som preventiva och de riktas då kanske främst mot den som för närvarande brukar eller råder över marken. I teorin skiljer sig det reparativa ansvaret från det preventiva, men i det praktiska miljövårdsarbetet är skillnaden liten; alla föroreningar sprider sig förr eller senare och den efterbehandling som inte kan motiveras utifrån spridningsrisk och skyddsintresse utanför fastigheten utförs i de flesta fall inte. Det finns situationer där det reparativa ansvaret skiljer sig från den preventiva skyldigheten, men de är inte vanliga. De olika perspektiven – d.v.s. om man betraktar ett förorenat område som en avslutad skada efter en tidigare bedriven verksamhet, eller som en miljöstörning som fortgående påverkar omgivningen – inverkar också på hur man värderar tidsfaktorns betydelse för ansvaret. Om man betraktar en förorening som något som är avslutat för länge sedan, kan det ligga nära till hands att anse att förorenarens ansvar ska minska eller släckas ut beroende på tiden. Sådana synpunkter väger mindre om man istället betraktar föroreningen som något som alltjämt fortgår, och för vars upphörande någon måste svara för.

Flera förorenare och andra aktörer är ofta inblandade: Många aktörer kan ha medverkat till en förorening och dess spridning. Förutom att flera

[18] Åtgärder med föroreningarna när de är kvar i marken, t.ex. bioventilation. Ibland används även uttrycket ”on site”, som dock avser åtgärder på plats med de uppgrävda massorna. Exempel på detta är en jordtvättsanläggning som ställs upp inom det förorenade området.

förorenare en gång i tiden har släppt ut substanserna, kan det vara fråga om efterkommande åtgärder i marken som påverkar dessa och omgivningarna på ett negativt sätt. Ett regelsystem som ska hantera ansvarsfrågorna kring förorenade områden därför måste innehålla regler för fördelning av plikterna mellan flera förorenare, markägare och brukare av marken. Utgångspunkten bör härvid vara att fördelningen ska omfatta hela det förorenade område som av miljövårdseffektiva skäl bör efterbehandlas i ett sammanhang.

Den rättsliga processen för att genomföra kraven mot de ansvariga måste anpassas till miljöproblemet: Detta rättsområde, där en offentlig myndighet ställer krav på reparation av miljön, lånar drag av både offentlig rätt och skadeståndsrätt. Samtidigt är de sedvanliga förfarandemodellerna för genomförande av kraven inom dessa respektive rättsområden illa avpassade för denna situation. Det förvaltningsrättsliga genomförandet bygger på föreläggganden om konkreta åtgärder, utförda av en adressat. Det skadeståndsrättsliga genomförandet bygger på att en skadelidande stämmer en skadevållare för uppkommen skada, något som fungerar mindre bra när det är fråga om en myndighet som för talan för miljön som allmänt intresse, kanske t.o.m. innan någon skada har uppstått. Följaktligen måste förfarandereglerna anpassas efter den särskilda situation som karakteriserar genomförandet av kraven på undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Samtidigt är det viktigt att komma ihåg att modellen för genomförande ska vara effektiv och inte uppmuntra till ett onödigt processande.

1.2.3.3 Intressekonflikter kring förorenade områden

Ett annat sätt att beskriva de problem som aktualiseras vid en rättslig reglering av förorenade områden är att redogöra för de viktigare motsättningar och konflikter som kan uppstå i dessa sammanhang. Konflikterna är flera och av olika slag, även om den *mellan miljömyndigheten och förorenaren* av givna skäl har väckt störst uppmärksamhet. I denna konflikt aktualiseras till att börja med de ”klassiska ansvarsfrågorna” såsom vad som utlöser ansvar, den rättsliga grunden för ansvaret, fördelningen av plikterna mellan flera aktörer, bevisbördeproblematik, tidsperspektivet, skälighetsbedömningar och liknande. Lika kontroversiella är frågor som rör ansvarets omfattning; när ska undersökningar inledas och vad ska dessa avse, vilka ambitioner och metoder ska användas vid efterbehandlingen och vilket slags efterkontroll behövs? Debatten i Sverige och i övriga länder har de senaste åren mycket handlat om i vilken utsträckning det går att använda sig av objektiva kriterier (numeriska värden) för att avgöra när efterbehandling är nödvändig och när ett område kan betraktas som ”rent”. Diskussionen har även rört metoderna för att åtgärda föroreningarna; krävs full efterbehandling eller kan man nöja

sig med isolerande åtgärder genom s.k. ICM-metoder?[19] Den ursprungliga ambitionen i såväl Nederländerna, som i Danmark var ”multifunctionality”. Uttrycket står för en ambition om att allt slags efterbehandlingsarbete i alla slags områden ska syfta till att göra området lämpligt för känsligaste möjliga markanvändning, inbegripet barndaghem och trädgårdsodling. Tendensen har emellertid under senare år gått mot ett synsätt som grundas på ”suitable for use”, d.v.s. att efterbehandlingen ska vara lämplig med tanke på dagens pågående eller planerade markanvändning. Mellan dessa två uttryck finns en rad mellanlägen som representerar olika synsätt och ambitioner.

Markägaren har en nyckelroll i sammanhanget. Han kan för det första uppträda som skadelidande. Ett exempel på detta är just Johanssons i Böksholm. För det andra kan markägaren även uppträda som ansvarssubjekt, exempelvis om han haft en nära personlig eller ekonomisk anknytning till förorenaren. I många länder finns dessutom regler som tvingar honom att se om sin fastighet så att omgivningen inte skadas. Så kan vara fallet även om han är ”oskyldig” i den bemärkelsen att han inte har orsakat föroreningen. Här är det fråga om ett ”förvaltaransvar”, som innebär att han måste vidta de preventiva åtgärder inför framtiden som behövs för att förhindra att föroreningar som finns på hans fastighet sprider sig. Genom denna typ av ansvar kan markägaren hamna i motsättning till såväl miljömyndigheten som förorenaren.

En del föroreningar utgör ingen större fara där de ligger. Det kan vara fråga relativt beskedliga kemikalier som ligger i täta lerlager utan kontakt med grundvattnet. Om däremot någon börjar att gräva, schakta eller dika i dessa områden kan föroreningarna lösas ut till skada för omgivningen. Det kan vara fråga om allt mellan normala markarbeten som hör till jordbruket, till fullskalig exploatering av området. I dessa situationer träffas normalt den som utför åtgärden av myndighetens krav på undersökning och efterbehandling. I själva verket utförs det mesta av efterbehandling idag i samband med exploatering av förorenade områden i tätortsnära lägen. Då kan det uppstå konflikter *mellan myndigheterna och exploatören* med avseende på ambitionsnivån för arbetet. Inte sällan uppdagas också motstridiga intressen *mellan de olika representanterna för det allmänna*, mellan den myndigheten som ansvarar för stadsplaneringen och miljömyndigheten. Dessutom kan motsättningar uppstå mellan *exploatören* och *förorenaren*, om den förre vill ha kostnadstäckning för sina utgifter av den senare. Ett sådant återkrav kan också ligga i efterföljande *hyresgästers intresse*, eftersom dessa kostnader annars landar hos dem.

Efterbehandlingen av förorenade områden kan också orsaka konflikter *mellan miljömålet och andra allmänna intressen*. En sådan situation uppstår

[19] Efter ”Isolating, Controlling and Monitoring”.

ibland vid gruvdeponier. De gamla gruvhögarna och hela verksamhetsområdet kan nämligen innehålla stora kulturvärden och därför vara skyddade enligt kulturminneslagstiftningen. Vid efterbehandling av gruvhögar måste dessa i de flesta fall grävas ur, vilket innebär att betydande kulturvärden i form av uråldriga arbetsplatser och gruvanordningar som ligger dolda i högarna kan skadas. Samtidigt gör den pågående vittringen av malmen att miljövårdsåtgärder oftast måste vidtas förr eller senare. I det enda fall som jag känner till där frågan har ställts på sin spets i Sverige, Bersbol i Åtvidaberg under 1970-talet, fick kulturminnesintresset ge vika i denna situation.[20] Efterbehandlingen fördyras dock av att vissa undersökningar av fornminnesområdet måste göras i dessa fall.

Till sist ska nämnas att problemen med förorenade områden har väckt stor uppmärksamhet på fastighetsmarknaden de senaste åren. Det har blivit allt vanligare med omfattande markundersökningar inför fastighetsöverlåtelser, en utveckling som verkar ha påverkats av fastighetsmarknadens internationalisering. Därmed har också de juridiska ansvarsfrågorna kommit i fokus på ett helt annat sätt än tidigare. När det gäller överlåtelser av fastigheter och industrier regleras dessa frågor parterna emellan främst i avtal och eventuella tvister får slitas i civilrättslig ordning. Jag har fått den uppfattningen att i de länder som har längst erfarenhet av rättslig reglering av miljöansvaret för de förorenade områdena sker en förskjutning av konflikterna från förhållandet mellan myndigheter och ansvariga till *förhållandet mellan enskilda*. Det civilrättsliga processandet ökar med andra ord på det bekostnad av det offentligrättsliga. Det är möjligt att vi får se en motsvarande utveckling i Sverige de närmaste åren.

1.3 Miljörättsliga utgångspunkter

1.3.1 Inledning

I detta avsnitt anger jag mina teoretiska utgångspunkter för avhandlingen. Här beskrivs miljörätten som rättsområde. I denna del redogör jag även kortfattat för betydelsen av det av Brundtlandskommissionen myntade begreppet ”uthållig utveckling” och de miljörättsliga principerna. Av dessa principer ägnas särskild uppmärksamhet åt den om att förorenaren ska betala (”Polluter Pays Principle” eller bara ”PPP”). Jag redogör även allmänt för

[20] Så kan det även bli i andra fall då de vittrande gruvhögarna utgör en allvarlig fara för miljön, t.ex. vid den gamla silvergruvan i Hällefors. Stora delar av Falun är byggd på avfall från verksamheten vid koppargruvan. Någon efterbehandling av dessa områden har emellertid inte utförts annat än i samband med exploatering.

miljörätten som forskningsområde. Avsnittet avslutas med några ord om valet av metod för lagtolkning på miljörättens område.

1.3.2 Vad är miljörätt?

”Miljörätt” är den samlade beteckningen på det regelsystem som har direkt betydelse för kvaliteten för den yttre miljön.[21] Inom disciplinen ryms en rad olikartade lagar med högst varierande tillämpningsområden. Ett vanligt sätt att kategorisera den svenska miljörätten är att dela in den i fyra grupper; plan- och marklagstiftning, skyddslagstiftning, utnyttjandelagstiftning och lagstiftning om vissa anläggningar.

Inom rättsområdet finns såväl civilrätt, som förvaltningsrätt och straffrätt, något som återspeglar den starka utveckling som skett inom rättsområdet under 1900-talet. Den nordiska miljörätten kan nämligen sägas vara indelad i tre generationer.[22] I början av århundradet var regleringen sparsam och väsentligen civilrättslig. Detta berodde på att miljöproblemen ansågs vara lokala och tillräcklig styrning uppnåddes genom privaträttslig reglering som grannelagsrätt, servitut, kontrakt och skadestånd. Offentligrättslig lagstiftning var sparsamt förekommande och inriktad på hälso- och planfrågor, så småningom även på naturskydd.

Den andra generationen tog vid i början av 1970-talet när medvetenheten ökade om att miljöproblemen var storskaliga och att den privaträttsliga regleringen därför inte räckte till. Då fick vi en rad offentligrättsliga lagar som syftade till att fastställa samhällets krav på naturvård och miljöskydd. Exempel på sådana var 1969 års miljöskyddslag och 1973 års lag om miljö- och hälsofarliga varor. I Danmark och Norge kom motsvarande lagstiftning något senare genom 1973 års miljøbeskyttelseslov resp. 1981 års forurensningslov. Liknande reglering genomfördes även i de flesta andra europeiska länder. Denna lagstiftning var inriktad på punktkällor och utsläppsbegränsningar (”end-of-pipe-regulations”).

Den tredje generationen miljörätt kan sägas inträda med Bruntlandskommissionens rapport ”Vår gemensamma framtid” 1987. I denna betonades att de miljöpolitiska målen bara kan uppnås genom en samordning av insatser mot miljöstörande punktkällor och en omläggning av allas vår livsstil, åtminstone på sikt och i västvärlden. Fokuseringen är nu på internationell reglering och hänsyn till de kommande generationerna. Kravet på en ”hållbar utveckling” har fört med sig en betoning av sådana incitament som kan påverka enskilda och företags konsumtions- resp. produktionsmönster, bl.a.

[21] Indelning efter Michanek: Svensk miljörätt1993 sid. 13f..
[22] Beskrivningen i huvudsak efter Backer i To reguleringstraditioner 1996, sid. 157 och Basse i Håndhævelse, sid. 9.

ekonomiska styrmedel.[23] Det har också resulterat i krav på samordning – integrering – av miljölagstiftningen. Miljöfarliga verksamheter ska nu inte bara prövas med avseende på de olika former av störningar som de genererar (vatten- och luftförorening, buller m.m.). Prövningen ska även avse andra åtgärder och effekter som har samband med verksamheten, t.ex. olycksrisker, energihushållning, kemikalie- och avfallshantering o.s.v. Den rättsliga regleringen inriktas också i högre grad på gränsvärden och kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer), samt på allmänhetens deltagande. Utrymmet för civilrättslig tankegångar och styrmedel har därigenom återigen ökat, åtminstone utanför lagstiftningen på området. Exempel på detta är certifiering, miljömärkning och miljöavtal. Men även inom den rättsliga regleringen har dessa tankegångar vunnit gehör. Detta skymmer dock inte det faktum att själva miljörätten idag – i Sverige och i vår närmaste omvärld – till sin grund och omfattning väsentligen är en del av den offentliga rätten.[24]

1.3.3 ”Hållbar utveckling” och miljörättsliga principer

1.3.3.1 Inledning

Alltsedan Brundtlandskommissionen och FN:s konferens om miljö och utveckling i Rio de Janeiro 1992 (UNCED) har uttrycket ”hållbar utveckling” stått som övergripande målsättning för miljövårdsarbetet. Detta har gällt såväl internationellt och på EU-nivå, som på det nationella planet. Uttrycket står för att samhällsutvecklingen framgent måste ske så att naturresurserna kan fördelas mellan jordens länder och att utnyttjandet av resurserna måste ske med hänsyn till kommande generationers behov. Man kan säga att ”hållbar utveckling” bär med sig fyra etiska dimensioner.[25] Två av dessa rör fördelningen av naturresurser, dels mellan rika och fattiga länder idag, dels mellan nuvarande och kommande generationer. Den tredje dimensionen gäller förhållandet mellan människan och miljön och rör frågor som när och hur vi har rätt att exploatera naturresurserna. Den sista dimensionen gäller vårt förhållningssätt till den naturvetenskapliga osäkerhet som är förenad med många av människans aktiviteter; hur hanterar vi det faktum att en

[23] Hydén pekar på att en bidragande orsak till det ökande intresset för dessa instrument också är att 1970-talets miljörättsliga regleringsmodell inte fungerar tillfredsställande. Ett system som bygger på intervenerande regler (”command-and-control”) har svårt att hantera ett mycket stort antal objekt; tillståndspliktiga anläggningar under miljöskyddslagen var 16 000 och tillsynsobjekt 100 000. (Hydén 1998a, sid. 29).

[24] Backer (To reguleringstraditioner 1996, sid. 161f) anser att den moderna miljörätten har en stabil förankring i förvaltningsrätten. Han hänvisar härvid till regelskapandet inom rättsområdet, liksom genomförandet och tolkningstilen.

[25] Efter Bugge i Bæredygdighed 1995, sid. 32f. Bugge var sekreterare i Brundtlandskommissionen.

verksamhet medför en risk för skada? På så vis kan man kännetecknа uttrycket hållbar utveckling som en förmedlande länk mellan moral och rätt. Det är fråga om en politisk målsättning eller en ”riktlinje”. Därmed finns likheter mellan ”hållbar utveckling” och begreppet ”rättssäkerhet”; både uttrycken ställer krav på *etiskt acceptabla lösningar.*[26]

Till hjälp för att förverkliga denna målsättning har det inom miljörätten utvecklats en rad miljörättsliga – eller snarare miljöpolitiska – principer.[27] I begreppet ”princip” ligger att det är fråga om övergripande normer som inte är direkt bindande för vare sig de rättstillämpande organen eller för enskilda. Principerna är emellertid viktig som rättspolitiska program för lagstiftaren. De är också viktiga som oskrivna rättsregler eller riktlinjer för rättstillämparen vid tolkningen av olika bestämmelser.[28] Miljörätten kännetecknas ju av att effekterna av besluten kan ha stor betydelse för en mycket vid och diffus krets av människor, för miljön i sig och för framtida generationers levnadsförhållanden. Ofta får grannlaga avvägningar göras mellan dessa intressen och motstående enskilda intressen. Vid dessa avvägningar kan man säga att en rimlig balans uppnås genom att de miljörättsliga principerna tillåts väga tungt.[29]

Av de miljörättsliga principerna kan nämnas försiktighetsprincipen, principen om bästa tillgängliga teknik, lokaliseringsprincipen, substitutionsprincipen, principen om att miljöproblemen bör angripas vid källan och slutligen principen om att förorenaren ska betala. De två förstnämnda får betydelse i efterbehandlingssituationer. Försiktighetsprincipen – eller med det talande norska uttrycket ”føre var-prinsippet” – innebär att om en verksamhet är förenad med osäkerhet om dess konsekvenser, ska detta komma miljön tillgodo. De försiktighetsmått och skyddsåtgärder som kan krävas ska alltså vara dimensionerade efter varje förutsebar risk för skada. På så vis närmar sig principen en bevisbörderegel, som innebär att verksamhetsutövaren måste kunna visa att han vidtagit varje åtgärd som rimligen kan krävas för att motverka negativa effekter.[30] Principen om bästa tillgängliga teknik (BAT)[31] innebär att miljöfarliga verksamheter måste upprätthålla den bästa standarden på rening och annan miljöteknik. Kravet ska

[26] Efter Basse i Bæredygdighed 1995, sid. 15f.
[27] Rehbinder menar att det är just förekomsten av sådana principer som avgränsar miljörätten som rättsområde och särskiljer det från andra (Rehbinder i Miljørettens grundspørgsmål 1994, sid. 91.
[28] Det bör nämnas att i många länder är de viktigaste miljörättsliga principerna lagfästa, ett faktum som givetvis är ägnat att förstärka deras styrande funktion för rättstillämpningen.
[29] Backer i Innføring 1999, sid. 47f.
[30] Det är denna utformning som principen fått i miljöbalken, se 2 kap. 1 § 1 st. MB. Denna bestämmelse ska inte förväxlas med 2 kap. 3 § MB, som ju är en regel om att de försiktighetsmått och skyddsåtgärder ska vidtas som är motiverade av hänsyn till människor och miljö.
[31] Best Available Technologies.

vara så högt ställt att det motsvarar den mest avancerade teknik som är i fullskaledrift någonstans i världen. Principen ska tillämpas både vid nyanläggning av verksamheter och introduktion av olika miljövårdstekniker, exempelvis för efterbehandling, samt vid prövning av befintliga verksamheter.[32] Den princip som emellertid har störst betydelse för ämnet i denna studie är den om att ”förorenaren ska betala”, eller med den engelska termen ”Polluter Pays Principle” (PPP). En mer ingående redogörelse för den principen och dess allmänna betydelse inom miljörätten görs därför redan i följande avsnitt.

1.3.3.2 Allmänt om PPP

PPP lanserades ursprungligen av OECD i en rekommendation från 1972 och vann snabbt internationellt gillande.[33] På EU-nivå förekom den redan i det första miljöhandlingsprogram från 1973 och i en Rådsrekommendation från 1975[34]. Numera ingår principen i EG-traktatet, artikel 174:[35]

> ”Gemenskapens miljöpolitik skall syfta till en hög skyddsnivå med beaktande av de olikartade förhållandena inom gemenskapens olika regioner. Den skall bygga på försiktighetsprincipen och principerna om att förebyggande åtgärder bör vidtas, att miljöförstöring företrädesvis bör hejdas vid källan och förorenaren skall betala.”

Från början var PPP närmast en renodlat ekonomisk princip som syftade till konkurrensneutralitet mellan olika länder och industrier. Ingen verksamhet skulle tillåtas vinna fördelar genom lågt ställda miljöskyddskrav eller statsstöd till sådana åtgärder. Meningen var istället att kostnaderna för miljöskyddet skulle internaliseras i priset för varan, för att därigenom återspegla dess ”rätta” pris. I takt med den ökande medvetenheten om att enbart ekonomiska medel inte ger tillräckligt miljöskydd, har PPP utvecklats till en

[32] I miljöbalken gäller den endast för yrkesmässig verksamhet, se 2 kap. 3 § 1 st. 3 meningen MB.
[33] Redogörelsen i detta avsnitt bygger i allt väsentligt på andras beskrivningar av PPP, främst Bugge i Forurensningsansvaret 1999 (kapitel 4), Jans 1995 (avsnitt 3.2.5), Krämer 1992 (kapitel 11), Pagh i Miljøansvar (avsnitt 7.6), Vandekerckhove 1993 (sid. 201) och Westerlund 1993 (avsnitt 7.2). I den fortsatta texten har jag inte ansett det nödvändigt att diskutera principen på ett allmänt plan, däremot ger jag några egna synpunkter på *tillämpningen* av principen. Detta sker dels i detta avsnitt, dels i olika konkreta sammanhang i studien.
[34] Rådsrekommendation 75/436 om ”cost allocation and action by public authorities concerning environmental matters”.
[35] Principen återfinns även med en svagare skrivning i Rio-dokumentet (United Nations: Rio-declaration, principle 16): ”National authorities should endeavour to promote the internalisation of environmental costs and the use of economic instruments, taking into account the approach that the polluter should, in principle, bear the cost of pollution, with due regard to the public interest and without distorting international trade and investment.”.

juridisk princip om rättfärdig fördelning.[36] I den moderna tappningen ger den uttryck för att ingen har rätt att förorena, vare sig om det skadelidande intresset är enskilt eller miljön i sig. Därför kan man tala om att PPP innebär att förorenaren har ansvar i flera olika avseenden, eller om principens olika ”funktioner”:[37]

- En preventiv skyldighet: Förorenaren ska vidta de försiktighetsåtgärder som behövs för att skydda miljön.
- Ett reparativt ansvar: Förorenaren har ansvar gentemot enskilda och det allmänna att kompensera eller åtgärda den miljöskada som ändå uppkommit.
- Konkurrensneutralitet: Förorenaren ska inte kunna konkurrera genom lågt ställda miljökrav eller genom statsstöd till miljöskyddsanordningar.
- Ett folkrättslig sida: En stat ska se till att föroreningar som härrör från dess territorium inte träffar andra staters territorium eller internationellt vatten.
- En tidsmässig dimension: Dagens generation av förorenare ska inte få förstöra den miljö och de förutsättningar som morgondagens generationer ska leva i.

Med dagens förståelse av principen medför den alltså till att börja med ett förbud mot subventioner som medför konkurrensfördelar genom minskade kostnader för miljöskydd. Detta är den ekonomiska aspekten av principen. Det har diskuterats om detta förbud även inkluderar statsstöd till efterbehandling av områden som förorenats av en pågående verksamhet. Den dominerande uppfattningen verkar vara att så inte är fallet om åtgärderna är motiverade av det allmänna intresset av att skydda miljön eller hälsa (t.ex. dricksvatten). Statsstöd är däremot förbjudet om efterbehandlingen enbart är motiverad av verksamhetsutövarens behov av att kunna nyttja marken, eller när det är fråga om preventiva åtgärder för att förhindra ytterligare spridning av föroreningarna.[38]

Vidare innebär PPP att förorenaren ska stå för samtliga *preventiva* och *reparativa* miljökostnader som hänsynen till de motstående allmänna eller enskilda intressena motiverar. Ansvaret täcker såväl att förorenaren själv utför åtgärderna, som att han bekostar att någon annan gör det. Det har också hävdats att det i principens förlängning ligger att var och en som bedrivit en verksamhet som typiskt sett är miljöfarlig, ska stå för den *utredning* som anses nödvändig för att bedöma verkningarna i omgivningen. En typisk sådan åtgärd kan vara att undersöka de recipienter som använts för utsläpp

[36] Bugge: Forurensningsanvaret 1999, sid. 181f.
[37] Efter Pagh i Miljøansvar, sid. 256f.
[38] Krämer 1992, sid. 258, Pagh i Miljøansvar, sid. 248.

eller kan ha som påverkats av avfallshantering m.m. Detta utflöde av principen kallas ibland för ”PPPP”, d.v.s. *Potential* Polluter Pays Principle”.[39]

1.3.3.3 Principen och dess undantag

Som nämnts ovan ligger i uttrycket ”miljörättsliga principer” att det är fråga om övergripande normer som inte är direkt bindande. De är emellertid viktiga både som rättspolitiska program för lagstiftaren och som riktlinjer vid tolkningen av olika bestämmelser. Principen om att förorenaren ska betala är emellertid inte särskilt väl definierad eller avgränsad. Inte mycken ledning står att finna i vare sig internationella rättskällor eller inom EG-rätten. På det senare området har principen egentligen bara kommit till närmare uttryck inom avfallslagstiftningen. I den juridiska litteraturen pekar man också på att principen är försedd med en rad undantag och att i många situationer kan kraven riktas emot någon annan än själve förorenaren. Man kanske kan säga att PPP är ett slags ”presumtion” om vem som kraven bör riktas emot, en presumtion som dock kan frångås av flera skäl. Undantagen får dock inte ske systematiskt så att principen urholkas.[40]

Till att börja med kan tunga sociala och ekonomiska skäl tala för att miljökraven på befintliga industrier slås av, åtminstone under en övergångstid. En variant av detta är att dessa verksamheter får bidrag till investeringar för miljöskydd. Vidare kan miljöskäl tala för att förorenaren inte ska svara för de nödvändiga åtgärderna, åtminstone inte i första hand. Här kan det vara fråga om att det brådskar med att vidta skyddsåtgärder för att undvika ytterligare skador på miljön.

Till detta kommer principens tillämpning i situationer där olika effektivitets-, informations- och transaktionskostnadsskäl talar för att adressatfrågan måste förenklas. Det kan vara fråga om när flera förorenare bidragit till en skada med olika substanser, eller när flera verksamhetsutövare har förorenat i tiden efter varandra. I 1975 års Rådsrekommendationen används benämningarna ”kumulativ förorening” resp. ”föroreningskedjor” för sådan samverkan. I dessa situationer kan kostnaderna för reparation styras till den aktör som är lämpligast från ekonomisk eller administrativ synpunkt, och som samtidigt medför den mest effektiva lösningen från miljövårdssynpunkt.[41] Det kan också vara fråga om att rikta kraven emot den som har enklast att åtgärda skadorna.[42] Slutligen kan det

[39] Vandekerckhove 1993, sid. 220.
[40] Bugge i Forurensningsanvaret, sid. 190, Krämer 1992, sid. 250.
[41] Westerlund 1993, sid. 68.
[42] Punkt 3 i 1975 års Rådsrekommendation från EU hade följande lydelse (citat efter Bugge: Forurensningsanvaret 1999, sid. 517): ”If identifying the polluter proves impossible or too difficult, and hence arbitrary, particular when environmental pollution arises from several simultaneous causes (“cumulative pollution”) or from several consecutive causes (“pollution chain”), the cost of combating pollution should be borne at the point in the pollution chain or

även vara fråga om att den som har fördelen av en åtgärd också får stå för den.[43]

Här bör uppmärksammas att dessa administrativt och ekonomiskt motiverade ”undantag” från PPP gör att vi närmar sig frågan om vem som egentligen ska betraktas som ”förorenare”. Som en sådan figur anses normalt den som faktiskt utför en åtgärd eller bedriver en verksamhet som orsakar föroreningen. Definitionen bör emellertid ses vidare än så. 1975 års Rådsrekommendation hade följande bestämning (min kursiv):[44]

> ”A polluter is someone who *directly or indirectly damages* the environment or who *creates conditions* leading to such damage.”

Rådsrekommendationen trycker alltså på att även bakomliggande aktörer kan anses vara förorenare. Även om rekommendationens rättsliga status numera kan ifrågasättas rent allmänt,[45] kan en viss ledning hämtas ur detta synsätt.[46] Mer om detta i kapitel 9.

1.3.3.4 Egna synpunkter på PPP och förorenade områden

Principen om att förorenaren ska betala är inte särskilt tydlig och ger egentligen klarast besked om vilka som *inte ska betala*, nämligen skattebetalarna.[47] Principen bär dock med sig fem olika funktioner, varav jag vill betona tre som är vägledande för denna studie; den preventiva skyldigheten, det reparativa ansvaret och den tidsmässiga dimensionen. I min tolkning betyder detta att var och som utövar en verksamhet, vidtar en åtgärd eller har något i sin vård som kan medföra skador på människor eller i miljön, ska vidta de skyddsåtgärder som behövs för att skydda dagens och morgondagens generationer och miljö. Om skada har inträffat, åligger det i första

---

in the cumulative pollution process, and by the legal or administrative which offer the best solution from the administrative and economic points of view and which make the most effective contribution towards improving the environment. Thus, in the case of pollution chains, costs should be charged at the point at which the number of economic operators is least and control is easiest or else at the point where the most effective contribution is made towards improving the environment, and where distortions to competition are avoided.”. Se även Westerlund 1993, sid. 68.

[43] Detta anser Vandekerckhove vara en ”fair application of PPP” (Vandekerckhove 1993, sid. 241).

[44] Citat efter Bugge i Forurensningsanvaret, sid. 195, not 589.

[45] Se Krämer 1992 (sid. 245), Pagh i Miljøansvar (sid. 238), Bugge i Forurensningsanvaret (sid. 194) och Jans 1995 (sid. 25).

[46] Så anser vissa författare att uttrycket ”förorenare” avser den ekonomiska aktör som har det bestämmande inflytandet över verksamheten, eller rent av den aktör som det av administrativa eller ekonomiska skäl är mest effektivt att vända sig emot (Vandekerckhove 1993, sid. 205 med hänvisning till Smets).

[47] Krämer föredrar följande definition av PPP (1992 sid. 256): ”The general public shall not in principle be responsible for the costs of measures which are required in order to comply with existing environmental provisions or prevent environmental damage.”.

hand förorenaren själv att vidta nödvändig efterbehandling. I de skyldigheter som åligger honom ingår även att vidta de undersökningar som behövs för att utröna verkningarna av aktiviteterna eller förhållandena. Vid bedömningen av vad som behövs i form av skyddsåtgärder, undersökningar och efterbehandling ska försiktighetsprincipen tillämpas.

Utgångspunkten är alltså att det är förorenaren som ska stå för de nödvändiga preventiva och reparativa åtgärderna. Enligt min uppfattning ska dock PPP inte tolkas alltför strikt i så måtto att det alltid är förorenaren som är adressat för kraven. Principen bör istället betraktas som öppen för den lösning av adressatfrågan som framstår som *effektivast från miljövårdssynpunkt,* samtidigt som den utgör en *rättfärdig lösning på ansvarsfrågan*. Med det senare uttrycket avser jag en lösning som är allmänt accepterad.[48] En annan övergripande synpunkt vid denna bedömning är också att ansvarsflykt måste motverkas. Att det är förorenaren som ska betala bör därför betraktas som en målsättning. För att uppnå denna kan det emellertid vara lämpligt att adressera kraven till någon annan. På så vis kan det enligt min uppfattning vara förenligt med principen att kanalisera ansvaret till en ”ondtroende” förvärvare av ett förorenat område. Detta kan i praktiken vara en effektiv tillämpning av principen just för att motverka att förorenaren flyr ansvaret.[49] Däremot för det för långt att – som vissa författare menar – hävda att den bästa lösningen vore att i alla lägen rikta kraven mot den nuvarande markägaren och hänvisa honom till att söka de ansvariga åter på civilrättslig väg.[50] En sådan lösning strider enligt min mening emot den ovan nämnda kravet på vad som är allmänt accepterat. En annan aspekt på principen är emellertid att den som äger ett förorenat område kan ”växa in” i rollen som förorenare om han passivt åser hur föroreningarna sprider sig. Man bör alltså sammanfattningsvis ha en relativt pragmatisk inställning till PPP, eller för att använda Bugges ord:[51]

> ”Det er slik sett et ”instrumentelt” prinsipp som kan anvendes for å oppnå bestemte mål, og som må gis det inhold som passer till målet, til de praktiske muligheter og de politiske behov.”

[48] Se Bugges definition av ”rättfärdighet” i miljörättsliga sammanhang, nedan i avsnitt 1.3.5.4.
[49] För ett liknande resonemang, se Bugge i Forurensningsanvaret, sid. 539 (not 1635) och sid. 622 (not 1833).
[50] Se Jones i Legal aspects of soil pollution 1999 (Storbritannien), sid. 231f.
[51] Bugge i Forurensningsanvaret, sid. 188.

1.3.4 Den miljörättsliga forskningen

1.3.4.1 Allmänt om miljörättsforskning

Miljörättsforskning i någon form bedrivs idag vid de flesta av Nordens rättsvetenskapliga institutioner. Alltsedan mitten av 1970-talet, då Westerlunds doktorsavhandling presenterades,[52] har tillväxten inom disciplinen varit kraftig. Detta gäller såväl med avseende på antalet forskare som ämnesval och angreppssätt. Inom miljörättsforskningen produceras idag en rad arbeten som berör olika rättsliga discipliner; processrätt, civilrätt (miljöskadestånd) och traditionell offentligrättslig miljörätt. Breddningen av ämnesval är också påtaglig; markägande och artskydd, skoglig naturvård, vattenfrågor, kemikalier, genmodifierade organismer, trafik och avfall är bara några exempel på ämnen som har behandlats de senaste åren.

Inom miljörättsforskningen ryms även en inriktning mot internationell rätt och EG-rätt. I Sverige har tillväxten på det senare området varit särskilt markant sedan inträdet i EU i mitten av 1990-talet. Även intresset för internationell miljörätt har vuxit starkt under denna tidsperiod. En viktig forskningsuppgift, som är gemensam för dessa båda rättsområden, rör frågeställningar kring förhållandet mellan å ena sidan internationell miljörätt resp. EG-rätt och å andra sidan nationell miljörätt.[53]

Även angreppssätten inom miljörättsforskningen har breddats. Från Westerlunds och Basses analyser av miljöskyddslagstiftningen och dess prövningsorganisation,[54] över Michaneks systeminriktade studie av ett större rättsområde,[55] har vi idag kommit till en situation med en mångfald av inriktningar inom miljörätten i Norden:[56]

1. Analys av gällande rätt; systematisering av regler och rekommendationer i kommentarer till olika lagar.
2. Analys av miljölagstiftningen som system; överlappningar och konflikter inom systemet och vilken betydelse detta kan få från miljösynpunkt.
3. Analys av miljörättsliga instrument; tillåtlighetsregler, hushållningsregler, miljökvalitetsnormer och miljökonsekvensbeskrivningar m.m.
4. Genomförandefrågor; beskrivning av kedjan från lagens mål till faktiskt genomdrivande (mål, krav, genomförande), analys av rättsliga hinder, beslutsfattande, talerätt o.s.v.

---

[52] Westerlund, S: Miljöfarlig verksamhet. Norstedts 1975.
[53] Ebbesson, J: Compability of international and national environmental law. Iustus 1996.
[54] Basse, E M: Miljøankenævnet. GEC Gad (Köpenhamn) 1987.
[55] Energirätt. Iustus 1990.
[56] Fritt efter föredrag av Michanek under rubriken ”Utvecklingen av och sambandet mellan miljölagstiftningen och miljörättsforskningen” vid Forskningsrådsnämndens seminarium ”Miljörätt – modern rättsvetenskap och avancerad praktik” i Uppsala den 25-26 januari 2000.

5. Miljörättslig metodik; en diskussion om hur miljökvaliteten i sig kan bilda utgångspunkt för regelskapandet, utvecklandet av nya miljörättsliga instrument.

1.3.4.2 Miljörättsforskningen efter UNCED i Rio

Efter Rio-konferensen har det skett en viss förskjutning av miljörättsforskningen i Sverige (främst i Uppsala) mot de inriktningar som ovan betecknades som miljörättslig metodik och genomförandefrågor. Detta har haft betydelse i minst tre olika avseenden. För det första har inriktningen de senaste åren varit att forska efter nya instrument och utveckla gamla sådana för att tillmötesgå kravet på att det ska vara miljön i sig och de naturligt givna toleransgränserna som är utgångspunkten för den rättsliga regleringen. I denna inriktning ligger även att utveckla modeller för riskhantering, d.v.s. att rättsligt beakta den naturvetenskapliga osäkerheten om de miljöskador som kan uppstå av mänskliga aktiviteter. Exempel på denna forskning är sådan som försöker att utveckla instrumenten miljökonsekvensbeskrivningar, miljökvalitetsnormer[57] och olika former av ”utsläppsbubblor”.

Till detta kommer att miljörättsforskarna har vänt sig till de naturvetenskapliga disciplinerna för att därigenom söka närma juridiken med ”verkligheten”. Därmed söker man styra över det rättsliga perspektivet från ”aktörsidan” (ett antropocentriskt perspektiv) till ”reaktörsidan” (ett naturcentriskt perspektiv). Forskningen syftar även till att anpassa rätten till det faktum att många förlopp i naturen inte är raka och förutsebara, utan ickelinjära och oväntade. Synergistiska effekter och tröskeleffekter är ju sådana naturfenomen som rätten måste anpassas till. Den forskning som bedrivits med denna inriktning har exempelvis rört flöden av naturresurser och dess rättsliga reglering.[58]

Den tredje sidan av denna inriktning är kritiken av den bestående juridikens roll i samhället och ett ifrågasättande av etablerade juridiska begrepp. Exempel på detta är den diskussion som förts om rättsäkerhetsbegreppet, bl.a. i Danmark.[59] Ett annat exempel på långtgående kritik är Westerlunds diskussion om ett nytt ”miljöparadigm”. I boken ”En hållbar rättsordning”[60] pekar han på att rättsläget idag i många länder är sådant att det befrämjar motsatsen till Rio, d.v.s. en ohållbar utveckling. Westerlund menar att detta beror på flera faktorer: Den materiella rätten kan legalisera en sådan ordning (”ohållbara lagar”). Vidare kan lagstiftningen och rättstillämpningen vara

[57] 1999 presenterade Gipperth sin avhandling ”Miljökvalitetsnormer” (Uppsala universitet 1999).
[58] Ett exempel på detta är Christensens avhandling ”Rätt och kretslopp” (Uppsala universitet 1998).
[59] Se Basse i Miljørettens grundspørgsmål 1994, sid. 121 samt Basse 1999, sid. 191.
[60] Westerlund, S: En hållbar rättsordning. Iustus 1998.

splittrad och inte heltäckande (”sektorisering”). Dessutom finns ofta ett ”genomförandeunderskott” av de regler som i sig främjar hållbarhet. Detta beror till betydande del på ”rättsordningen”, bland annat den traditionella förståelsen av s.k. allmänna rättsgrundsatser, bokstavstolkning av regler eller överdriven legalitetsiver i tillämpningen. Westerlund avvisar detta synsätt som han menar kännetecknas av ett enbart ”horisontellt perspektiv”, d.v.s. att hänsyn enbart tas till nu levande generationers behov. Ett sådant perspektiv fungerar inte på miljörättens område om man vill uppnå de miljöpolitiska mål som uppställs. Detta rättsområde kännetecknas nämligen av att regleringen syftar till att styra eller kontrollera sådana effekter i naturen som ytterst är beroende av kemiska, ekologiska och liknande faktorer. Därför är det grundläggande för framgång på detta område att integrera förståelsen av dessa naturvetenskapliga förhållanden i juridiken. Westerlund menar att det inte går att karakterisera miljörätten som ett sedvanligt rättsområde med konfliktlösningar genom enbart avvägning av olika intressen. Inom miljörätten hanteras (miljö)mål som är av en absolut karaktär. Därför måste man här arbeta med instrument som är förenliga med detta faktum, exempelvis genom att utveckla delmålskonstruktioner som kvalitetskriterier (t.ex. miljökvalitetsnormer) och liknande. Men det förutsätter också en omvärdering av det rättsliga tänkandet, av lagtolkningen och förståelsen av de allmänna rättsgrundsatserna. Dessa måste förändras från det ”horisontella” perspektivet till ett ”vertikalt”, d.v.s. att hänsyn måste tas även till att de kommande generationerna är beroende av naturresurserna. Att en sådan ”tankevända” är möjlig, illustrerar Westerlund med följande paradox (min anmärkning inom kursiv):[61]

> ”Problemet med kärninvändningen (*att rätten innehåller vissa kärnor som inte kan förändras även om de medför en ohållbar utveckling*) är att den antingen måste bygga på antagandet att naturlagarna (såsom tyngdlagen eller termodynamikens huvudsatser) inte har betydelse för människan, samtidigt som människans lagar däremot skulle vara ett utflöde av något av naturen givet, eller att framtida generationer människor ska kunna berövas förutsättningarna för ett drägligt liv.”

Det bör nämnas att mycket av Westerlunds kritik av den ”ohållbara rättsordningen” går igen hos andra nordiska författare. Förutom Basse i Danmark, bör här också nämnas Backer i Norge, vars böcker inom miljö- och förvaltningsrätt har ett stort inflytande.[62] Även de som från en mer tradi-

[61] A.a. sid. 169.
[62] Backer, I L: Innføring i naturresurs- og miljørett. Ad Notam Gyldendal, 3:e uppl. 1999.

tionell ståndpunkt kritiserar Westerlund, kan hålla med om att traditionella juridiska tolkningsmetoder inte alltid kan användas inom miljörätten.[63]

Sammanfattningsvis kan sägas att den miljörättsliga forskningen i Norden idag uppvisar en stor bredd. Här ryms allt från traditionella rättsdogmatiska studier av gällande rätt vid sidan om studier av genomförande- och genomdrivandefrågor, miljökonsekvenser samt frågor av mer rättssystematisk natur. Forskningsfältet har närmat sig andra naturvetenskapliga och samhällsvetenskapliga discipliner. Givetvis finns det olikheter mellan de nordiska länderna. I Danmark har studierna av EG-rätt sedan länge av förklarliga skäl fått ett stort utrymme. Under de senaste åren har forskningen inriktats alltmer på miljöavtal och miljöekonomi. I Norge samsas förvaltningsrättsligt inriktad miljöforskning med en stark miljöekonomisk inriktning. I Finland har traditionell rättsdogmatik alltjämt en stark position. I Sverige är bilden också blandad. Här kan man emellertid påstå att den kritiska hållningen emot den etablerade rättsordningens förmåga att hantera miljöproblemet vuxit sig starkast.

1.3.4.3 Närstående forskningsinriktningar

Slutligen bör nämnas att det under den senaste tioårsperioden har växt fram annan samhällsvetenskaplig miljöforskning som står juridiken nära. På så vis har den moderna miljörättsforskningen också kommit att närma sig filosofin, sociologin och ekonomin. Diskussionen om förhållandet mellan miljörätt och miljöetik finns numera i alla nordiska länder. Ett exempel på detta är det norska sökandet efter en ”grønn rett”.[64] Miljöetiska tankegångar finns även representerade i Sverige och Danmark. Dessa författare menar att miljörätten existerar som ämne endast på grund av det värde (eller målsättning) som lagstiftningen förmedlar. Det är i själva verket av avgörande betydelse att kunna dra in moraliska eller värdemässiga överväganden i den miljörättsliga diskussionen. Annars finns ingen realistisk möjlighet att genom denna styrning uppnå positiva effekter i miljön, eftersom de miljörättsliga principerna strider emot hävdvunna uppfattningar om rättens sanna natur, rättssäkerhet, traditionella bevisprinciper o.s.v.[65]

I Lund bedrivs sedan många år tillbaka under Hydéns ledning en omfattande rättssociologisk forskning med inriktning på miljöfrågor. Här finns representerat en tendens som vuxit sig allt starkare de senaste åren, nämligen regelskepticismen.[66] Företrädare för denna pekar gärna på de tillkortakom-

[63] Se Bengtsson i Ånd 1997, sid. 95 och recension av ”En hållbar rättsordning” (SvJT 1999 sid. 93). Även Wängby i recension av samma bok (JT 1998-99 s. 237).
[64] Christophersen, A B: På vei mot en grønn rett? Ad Notam Gyldendal 1997.
[65] Se Hydén 1998a, sid. 29 och Dalberg-Larsen i Miljørettens grundspørgsmål 1994, sid. 61. Miljöetiska resonemang förs även fram i den miljöskadeståndsrättsliga litteraturen.
[66] Se Hydén 1998b, sid. 47.

manden som mött den traditionella regleringsmodellen på miljöområdet och vill sätta andra istället. Detta är också den utgångspunkt som präglar en annan riktning som vuxit sig stark under 1990-talet; forskningen om miljöekonomi och om frivilliga instrument på miljöområdet. Den förra vill komplettera och i vissa fall ersätta den traditionella ”command and control”-modellen med andra som är mer marknadsinriktade. Den senare diskuterar hur den förvaltningsrättsliga regleringen kan kompletteras och utvecklas med exempelvis miljöavtal och branschlösningar på olika områden.

1.3.5 Om tolkning av miljörätt

1.3.5.1 Inledning

I avsnittet ovan redogjorde jag för den moderna miljörättsforskningen. Där pekade jag på att diskussionen rört såväl övergripande frågor om ett nytt juridiskt synsätt (”miljöparadigmet”), som juridiskt specifika frågor inom rättsområdet m.m. Samtliga dessa frågor har relevans för ämnet i denna studie på så vis att också här finns en stort behov av ett *nytt synsätt* och en diskussion om *nya instrument.* Min ambition har varit att avhandlingen ska ha just en sådan inriktning. Vidare är diskussionen om *rättssäkerhet, juridiska grundprinciper och tolkning* av miljörättsliga regler i högsta grad relevant för de frågor som avhandlas här; syftet är att belysa och problematisera frågor om ansvar och skyldigheter i offentligrättslig betydelse, samt att diskutera olika juridiska lösningar på dessa frågor. Det är klart att en sådan diskussion om lämpliga lösningar rymmer många olika tolkningar av de principer och rättsregler som finns på området. Detta gör att frågan om vilken metod för lagtolkning som bör tillämpas på rättsområdet kommer i centrum. De senaste årens intensiva debatt – inte bara i Sverige utan i hela västvärlden – om olika rättsliga avgöranden och betydelsen av miljöansvar har ju berott på att olika intressenter haft olika uppfattningar om gällande rätt och de principer som bör vara vägledande på området.

1.3.5.2 Om miljörätten och legalitetsprincipen

I den miljörättsliga doktrinen det är en vanlig uppfattning att ändamålsskälen bör betonas som en viktig tolkningsfaktor vid tillämpningen av rättsreglerna på området. Man lyfter även fram att styrkeförhållandena kan skilja från andra områden inom förvaltningsrätten, då det är fråga om myndighetsutövning mot enskilda. De miljörättsliga reglerna ska många gånger tillämpas i situationer där andra förhållanden gäller, och där andra intressen står på spel. Här kan det vara fråga om att andra enskilda står emot intresset av att bedriva en verksamhet, som dessutom kan orsaka irreparabla skador på miljön. På så vis kan man även tala om att framtida generationers intressen äventyras. Det är mot denna bakgrund som frågor om lagstöd på

miljörättsområdet bör bedömas. I denna del vill jag gärna referera till Backer när han diskuterar legalitetsprincipen och dess förhållande till målsättningen om en hållbar utveckling.[67] Han menar att denna princip ursprungligen blev formulerad som ett skydd för enskilda gentemot statlig övermakt. Idag utgörs ”de enskilda” av alla privata rättsubjekt, från individer till stora multinationella företag. På så vis kan styrkeförhållandena rent faktiskt vara så att det är de allmänna intressena som behöver skydd mot ett övermäktigt, enskilt intresse. Dessutom går ofta miljökonflikter på tvärs mot skiljelinjen mellan stat och enskild. Här kan det vara fråga om en enskild som förorenar för en annan enskild, men där det är nödvändigt att miljömyndigheterna agerar för att begränsa skadorna. Frågan om lagstöd för ett sådant ingripande eller i andra, liknande sammanhang måste enligt Backer bedömas mot denna bakgrund (min fotnot):[68]

> ”Det er en vanlig oppfatning i dag at legalitetsprinsippet ikke tilsier noen streng tolking av forvaltningens hjemmelslover, men at man får legge til grunn den tolking som alle rettskildefaktorer tatt i betraktning – medregnet reelle hensyn – har mest for seg. Grl. § 110 b([69]) vil dessuten ha betydning også i denne forbindelse. Når miljøvernlovgivningen skal tolkes, må formålet ha stor vekt og ofte føre til at man unnlater en innskrenkende tolking av forvaltningens kompetanse. Miljøretten er altså ikke noe sted for et strengt legalitetsprinsipp – det kunne lett bety at langsiktige fellesinteresser ble prisgitt til fordel for enkeltpersoners kortsiktige interesse.”

I den nordiska debatten har både Backer och Bengtsson[70] lyft fram den norska Høyesterett som exempel på en domstol som lagt stor vikt vid ändamålsskälen i rättstillämpningen. När det gäller tillvägagångssättet verkar Høyesteretts regeltolkning påminna mycket om den som kännetecknar EG-domstolens. Enligt Krämer använder ju den domstolen sig av främst av en systematiskt och teleologiskt inriktad tolkningsmodell när man ska utröna innebörden av en oklar rättsregel. Man lägger alltså avgörande vikt vid det rättsliga sammanhang (kontext) som regeln förekommer i och ändamålet med lagstiftningen. Dessa synpunkter kan i vissa fall vara så starka enligt Krämer, att det t.o.m. kan leda till att domstolen bortser från en klar ordalydelse.[71]

---

[67] Backer i Innføring 1999, kap. V:5 (sid. 118f).
[68] A.a. sid. 119.
[69] 110 b § i norska grundloven ger ett starkt skydd åt miljön. Paragrafens inledningsstycke har följande lydelse: ”Enhver har ret til et milieu som sikrer sundhed og til en natur hvis produktionsævne og mangfold bevares. Naturens ressourcer skulle disponeres ut fra en langsigtig og alsidig betragtning, der ivaretager denne ret ogsaa for efterslægten. ”.
[70] Bl.a. av Bengtsson Ånd og rett 1997, sid. 100.
[71] Krämer i Focus 1992, sid 246: ”A systematic, like a teleological, interpretation may even lead in some circumstances to an interpretation contrary to the wording of the provision.” (not 12 med hänvisning till ett uttalande av generaladvokaten Capotorti: ”A criterion of interpreta-

Ett annat exempel på en tolkningsmetod som utgår från reglernas sammanhang utvecklades av Michanek i hans avhandling om den svenska energirätten.[72] Den metod som han visade på kan kallas en *systematisk tolkning* eftersom den betonar att en regel bör förstås så att den stämmer överens med lagstiftningens utformning i sin helhet. Tolkningen sker efter de eventuella mönster som utbildats på rättsområdet för likartade situationer. Metoden kan också sägas innebära att man slutligen frågar sig hur en regel är tänkt att fungera tillsammans med andra regler i lagen och närstående lagar. Detta påminner om Eckhoffs ”harmoniseringssynpunkter”.[73] Han menar att detta främst är en uppgift för lagstiftaren, men även att det är något som lagtillämparen måste beakta.

Att dessa tolkningsmodeller inte är allenarådande inom miljörätten är väl känt. Denna studie ger många exempel på helt andra och mer legalistiskt inriktade metoder som är vanligt förekommande såväl i Sverige som i andra länder. Som kommer att framgå längre fram i studien, ger den danska Højesterets praxis på jordföroreningsområdet en god illustration av en sådan metod. Även Regeringsrätten i Sverige har de senaste åren blivit hårt kritiserad för att man alltför ensidigt har betonat företagens/exploatörernas intressen till förfång för miljön. Westerlund har kritiserat domstolens tolkningsmodell för att den reducerar rättstillämpningen till att gälla enbart förhållandet mellan den enskilde och myndigheten. Även Bengtsson har pekat på att Regeringsrätten ibland har gått mycket långt för att bespara företagen från obehagliga överraskningar.[74] Domstolen har därvid använt sig av en metod som inneburit att oklarheter i reglerna ska tolkas till förmån för förorenaren, även när en sådan tolkning leder till orimliga konsekvenser för lagstiftningen i sin helhet. Min studie innehåller flera sådana exempel när det gäller frågor kring föroreningsansvar.[75]

1.3.5.3 En hållbar metod för regeltolkning

I nästa avsnitt presenteras avhandlingens syfte, ämne och uppläggning. Jag redogör också där för den metod som använts. I anslutning till redogörelsen för olika tolkningsmetoder inom miljörätten, kan det dock redan här vara på

---

tion of much greater value [than the wording] is that of the objective with the Community legislation intended to pursue by the institution” [of the provision].,”). Se även Strömholm: Rätt, rättskällor och rättstillämpning 1996, sid. 379.

[72] Michanek: Energirätt 1990, sid. 34f.

[73] Eckhoff & Helgesen: Rettskildelære 1997, sid. 320f.

[74] Se Bengtsson Ånd og rett 1997, sid. 100.

[75] Det tydligaste exemplet kommer nog annars från den ”gröna” miljörättens område och det gäller tillämpningen av samrådsbestämmelsen (20 §) i 1964 års naturvårdslag (1964:822). Regeringsrättens tolkning av den bestämmelsen medförde att regeln havererade och blev oanvändbar i praktiken. En sådan tolkning var alls inte nödvändig eller oundviklig utifrån bestämmelsens ordalydelse, förhistoria och ändamål. Detta återkommer jag emellertid till i ett senare sammanhang.

plats att säga något om den metod som jag använder mig av i den kommande diskussionen om hur olika rättsregler bör förstås. Valet av metod har, som nämndes i inledningen till detta avsnitt, betydelse för förståelsen av de rättsliga plikterna enligt redan befintliga regler. På så vis inverkar metoden så att säga på miljörätten av idag. Jag menar emellertid också att det är viktigt att som Westerlund betona att valet av lagtolkningsmetod är avgörande för de rättsliga styrmedlens måleffektivitet i en ny och förbättrad miljörätt. En tolkningsmodell som medverkar till uppnåendet av de miljömål som sätts upp i lagstiftningen bör vara inriktad på lagstiftningens ändamål och lagsystemet i sin helhet. Som nämnts ovan och som kommer att framgå på många håll i studien, finns sådana modeller och exempel att hämta på flera håll i Europa. Eftersom det i grund och botten är samma slags rättsligt material som hanteras i de olika länderna, och då man använder sig av likartade modeller för lagtolkning, bör vi ha en del att lära av varandra.[76]

Enligt min mening bör utgångspunkten för en miljörättslig tolkningsmetod av givna skäl vara ordalydelsen. Betydelsen av olika uttryck bör dock inte pressas alltför hårt utan tolkas på ett sätt som anknyter till deras vardagsbetydelse. Jag har däremot svårt att se att det skulle vara möjligt att gå emot en klar lydelse av en regel, även om den strider emot övriga rättskällefaktorer.[77] Förarbetena kan ge vägledning när det gäller tolkningen av en rättsregel, men det är långtifrån alltid fallet. Här kan det observeras att förarbetena på rättsområdet är av synnerligen skiftande kvalitet. I många situationer tjänar de egentligen bäst som enbart angivare av de övergripande målen för lagstiftningen, och för frågor av mer lagsystematisk natur. Vidare

[76] I en intressant artikel i JT (Några anteckningar om användningen av förarbeten inom gemenskapsrätten, JT 2000-01 s. 492) har Öberg visat att påståendet att europarätten står främmande inför traditionen att fästa stor vikt vid lagförarbeten vid tolkning av ny lagstiftning är överdrivet.

[77] Rättskällebegreppet är och har troligen alltid varit föremål för debatt inom rättsvetenskapen (se Strömholm: Rätt, rättskällor och rättstillämpning, kapitel 15). Olika uppfattningar och definitioner av detta begrepp florerar. Utifrån syftet med studien anser jag att det räcker med att med Eckhoff prata i termer av *rättskällefaktorer* som är tillåtna att använda sig av i juridisk argumentation (Eckhoff & Helgesen: Rettskildelære 1997, sid. 23f). Enligt Eckhoff & Helgesen är dessa sju till antalet; lagtexten, förarbeten, rättspraxis från domstolarna, andra myndigheters praxis, allmän sedvana, den juridiska litteraturen (doktrinen) samt ”reella hänsyn”. Med det sistnämnda uttrycket avses ”vurderinger av hva som er rettferdig, rimelig eller formålstjenlig”, en värdering av ”resultatets godhet” (sid. 357), dels i förhållande till konsekvenserna för rättsregeln i sig (innehållsmässigt och rättstekniskt), dels i förhållande till lösningen i den konkreta situationen. Med andra ord är det fråga om en värdering utifrån de intressen och ändamålsöverväganden som lagstiftningen är till för att främja. Beskrivningen av rättskällorna som ”tillåtna sakargument” används även i den finska doktrinen, se Toumela i Bæredygdighed 1995, sid. 147. Han beskriver dessa argument som en stege som juristen får klättra upp och ned i under tolkningsprocessens gång. De ”tillåtna sakargumenten”, variera från ett rättsområde till ett annat.

är rättspraxis och myndighetspraxis viktiga rättskällor på området.[78] Försiktighet bör dock iakttas när det gäller den senare rättskällan. För att beaktas bör det vara fråga om stabil myndighetspraxis som varit rättsenlig, d.v.s. som rört sig innanför den ram som lagstiftaren har anvisat.

Utan klara riktlinjer från lagregelns ordalydelse, förarbeten eller stabil rättspraxis måste diskussionen om rättsliga lösningar ske utifrån andra utgångspunkter. De miljörättsliga principerna och reella hänsyn, d.v.s. oftast de miljöintressen och andra intressen som står på spel i det enskilda fallet,[79] bör här vara viktiga tolkningsfaktorer. Som framgått tidigare, bör också lagstiftningens *ändamål* lyftas fram som tolkningsfaktor. Av olika skäl är det emellertid inte alltid självklart vad denna faktor bjuder. Dels kan ändamålen bakom en regel vara oklara, och dels kan det vara fråga om olika ändamål. I de fall som oklarhet råder, tycker jag att den modell som Bugge använder i sin avhandling ”Forurensningsansvaret” från 1999 är värd att beakta.

1.3.5.4 Bugges uppfattning om miljörättens tre mål

Bugge menar att miljörätten har tre mål; ren miljö, samhällsekonomisk effektivitet och rättfärdighet.[80] Det förstnämnda målet går längre än bara ”hållbar utveckling”. Det är ett absolut mål som innebär krav på de åtgärder som behövs för att uppnå ”ren miljö”, alldeles oavsett kostnaden härför. ”Ren miljö” är också ett mål som har betydelse i både preventivt och reparativt hänseende; det förstnämnda motiverar att försiktighetsprincipen tillämpas, liksom principen om att föroreningar ska bekämpas företrädesvis vid källan. När det gäller den reparativa aspekten har målet om ren miljö betydelse för ansvarsfrågorna; förorenarens ansvar bör vara objektivt, det bör vara möjligt för miljömyndigheten att vända sig emot den som har de bästa praktiska och ekonomiska möjligheterna att vidta dessa åtgärder, reglerna bör vara enkla att tillämpa o.s.v. Målet om samhällsekonomisk effektivitet innebär enligt Bugge ett krav på ett optimalt utnyttjande av samhällets ekonomiska resurser. Dessa ska användas så att mesta möjliga ”renhet” uppnås för pengarna. Det tredje målet – det om rättfärdighet – anknyter mer till vad som kan anses vara en ”rätt och riktig” fördelning av de ”byrder og goder” som en verksamhet ger upphov till. Detta resonemang påminner om Basses när hon menar att ”rättssäkerhetsbegreppet” måste stå i

[78] Enligt Eckhoff är förvaltningsmyndigheters praxis värde som rättskällefaktor beroende på dess stabilitet, varaktighet och utbredning. Värdet ökar om praxisen är formulerad av ett organ som anses ha särskild sakkunskap på rättsområdet. Det är också av betydelse om det är fråga om beslut som gynnar eller missgynnar enskilda samt hur rättskällebilden i övrigt ser ut (Eckhoff & Helgesen: Rettskildelære 1997, sid. 229ff.).

[79] Backer i Innføring 1999, sid. 32 där han också pekar på att miljörätten domineras av skrivna regler, förarbeten, förvaltningspraxis och just reella hänsyn.

[80] Bugge: Forurensningsansvaret 1999, kap. 2 (sid. 61ff).

överensstämmelse med allmänhetens rättsuppfattning.[81] Enligt min uppfattning är detta en underskattad sida av rättssystemets effektivitet. Om reglerna inte ger uttryck för vad som allmänt uppfattas som ”rätt och riktigt”, eller om de inte möjliggör en rättslig lösning på en intressekonflikt, förlorar rättssystemet i acceptans hos delar av allmänheten. Detta kan bara bidra till att skärpa konflikterna på området, vilket inte minst illustreras av de låsta positionerna när det gäller skoglig naturvård i Sverige.[82] Enligt Bugge är de två första målen ofta direkt uttryckta i lagtexten, t.ex. genom avvägningsregler där de miljömässigt motiverade åtgärderna viktas mot ekonomisk effektivitet. Det sistnämnda målet framgår mer implicit av rättsordningen (kursiv i original):[83]

> ”Og for det *tredje* må rettferdighet kunne sies å være et *implisitt* mål så å si ved enhver lov i en rettsstat. Oppfatninger om hva som er rettferdig – ”den allminnelige rettsfølelse” – vil ligge under og kunne påvirke lovtolkning og lovanvendelse, og til dels trekke i andre retninger enn både lovens eksplisitte hovedformål og samfunnsøkonomisk effektivitet.”

Bugge menar vidare att, vid tillämpningen av miljörättsliga regler, innebär rättfärdighetsaspekten att perspektiven måste vidgas utanför förhållandet enskilda verksamhetsutövare – miljömyndighet. Hänsyn måste även tas till andra enskilda intressen som kan påverkas av beslutet och tillika måste hänsyn tas till de framtida generationerna.[84] Rättsfärdighetsaspekten måste emellertid kompletteras av andra samhällsvärderingar som näringsfrihet, äganderätt, skyddet av berättigade förväntningar m.m.[85] Slutligen påpekar Bugge att de tre målen med miljölagstiftningen ofta kan verka motverkande, men också ibland medverkande. Ett exempel på det senare kan vara miljöavgifter; de kan vara samhällsekonomiskt effektiva, de kan bidra till att uppnå en ren miljö och de kan upplevas som rättfärdiga.

---

[81] Basse i Miljørettens grundspørgsmål 1994, sid. 134.
[82] På grund av märkligt konstruerade regler om ersättningsrätt och fördelning av rättegångskostnader är det i praktiken idag omöjligt att på rättslig väg framtvinga naturvårdshänsyn i skogen. Starkt bidragande till detta är också organisatoriska bilden; den skogliga naturvården upprätthålls av en ”egen” och näringen närstående organisation, vid tvist företräds naturvården av en myndighet som annars inte alls figurerar i skogen (Kammarkollegiet) m.m. Mer om detta i Darpö 1991.
[83] Bugge i Forureningsansvaret 1999, sid. 63.
[84] A.a. sid. 112ff.
[85] A.a. sid. 132.

1.4 Avhandlingen

1.4.1 Inledning

I föregående avsnitt har jag beskrivit miljöproblemet med de förorenade områdena. Där gavs också en redogörelse den moderna miljörättsforskningen med inriktning mot ett nytt synsätt och behovet av nya instrument för den rättsliga styrningen på miljöområdet. Slutligen diskuterades vilken metod för regeltolkning som bör användas på detta område för att rättstillämpningen ska bli effektiv i förhållande till de uppställda miljömålen. Nu är det dags att presentera avhandlingen och också beskriva hur de slutsatser som dragits i tidigare avsnitt har betydelse för den diskussion som förs i det följande.

1.4.2 En diskussion om rättslig reglering av ett nutida och framtida miljöproblem

1.4.2.1 Syftet och ämnet för avhandlingen

Denna avhandling diskuterar hur en rättslig reglering av olika frågeställningar kring förorenade områden ska utformas för att bli effektiv i förhållande till ett högt ställt miljömål. Detta mål är att bidra till ett hållbart nyttjande av mark och vatten genom att undanröja miljöproblemet med förorenade områden. På lång sikt betyder det att undersöka och efterbehandla dessa områden på ett sätt som innebär att de kan användas även för känsligaste tänkbara markanvändning såsom bostäder, barndaghem och trädgårdsodling. De förorenade områdena är emellertid ett mycket omfattande och delvis outrett miljöproblem. Föroreningarna är ofta resultatet av verksamheter som pågått i många års tid och för mycket länge sedan. Många av dessa områden är belägna i tätorter och bebyggda sedan länge. Exploateringen där har dessutom ofta inneburit att föroreningarna spridits över stora arealer genom omflyttningar av förorenade jordmassor.

Denna omfattning och karaktär på miljöproblemet leder enligt min mening till två slutsatser. Den första är att det är fråga om ett mycket allvarligt miljöproblem som måste avhjälpas, inte minst med tanke på att det är en ödesfråga för dricksvattenförsörjningen i vissa områden. Den andra är att det är fråga om ett långsiktigt miljövårdsarbete och att åtgärderna som ska vidtas måste bekostas av såväl skattebetalare som enskilda intressenter. Av de senare finns flera kategorier, från den ursprunglige förorenaren till dagens och morgondagens nyttjare. Enligt min mening bör fördelningen av kostnaderna för miljövårdsåtgärderna utgå från en tillämpning av principen om att förorenaren ska betala (PPP) som är effektiv på just detta område. Samtidigt måste också fördelningen ske på ett sätt som uppfattas som acceptabelt från

såväl allmän synpunkt, som från de enskildas. För att få till stånd ett miljövårdsarbete som medverkar till att uppnå det långsiktiga målet, samtidigt som resurserna används på ett sätt som är samhällsekonomiskt effektivt och fördelningen av bördorna uppfattas som rättfärdig, krävs rättslig styrning. En sådan styrning har också en viktig allmänpreventiv funktion på så sätt att reglerna tydliggör ansvaret för alla aktörer som är inblandade i förorenande verksamheter och förorenade områden.

Det ovan sagda kan sammanfattas med att s*yftet med studien är att diskutera hur denna rättsliga styrning bör utformas så att samtliga dessa funktioner upprätthålls för att det långsiktiga miljömålet ska kunna uppnås*. När jag därför i fortsättningen använder mig att uttryck som ”effektiv” eller ”ändamålsenlig” i diskussionen om olika regler är det fråga om en bedömning med avseende på denna helhetsbild, eller med Bugges termer; en ren miljö, samhällsekonomisk effektivitet och rättfärdighet. Jag försöker också att betona helheten och hållbarhetsperspektivet, d.v.s. att förutom den omedelbara motsättningen mellan myndigheten och den enskilde förorenaren måste även andra intressen vägas in i bedömningen. Här tänker jag dels på andra enskilda intressen som står emot förorenarens, dels på kommande generationers behov av naturresurser och en god miljö.

1.4.2.2 Miljöproblemet sett ur flera perspektiv

Det faktum att miljöproblemet är så omfattande och så långvarigt leder till ett annat ställningstagande som har stor betydelse för inriktningen på diskussionen om rättslig styrning kring förorenade områden. Ställningstagandet gäller valet av perspektiv.

Avhandlingen fokuserar på det *redan förorenade området*; vilka preventiva skyldigheter och vilket reparativt ansvar ger dessa områden upphov till och vem är adressat för kraven? På så vis är detta följaktligen inte en studie om enbart reparation, om att åtgärda en redan uppkommen skada. Min avsikt är istället att visa att det förorenade området kan – och bör – betraktas ur två perspektiv. Det ena betonar återställandet av området i dess ursprungliga skick (”reparativt ansvar”). Det andra betonar istället att det är fråga om en förorening som fortfarande pågår och där någon måste ta på sig att förhindra ytterligare spridning eller exponering (”preventiv skyldighet”). Båda dessa aspekter måste vara med för att vi ska kunna tala om ”uthålligt nyttjande” av marken och vattnet som naturresurs. Att inte åtgärda de områden som idag är förorenade betyder att överlåta problemen till de kommande generationerna. Det är inte acceptabelt från synpunkten att varje generation bör städa upp efter sig. Det är heller inte acceptabelt därför att många typer av föroreningar förvärras med tiden och de skadade områdena blir allt svårare att efterbehandla. För att undvika en sådan situation måste såväl reparativa som preventiva åtgärder vidtas idag. Adressat för sådana krav kan vara både den

som ursprungligen orsakade föroreningarna, men också den som idag har makt och möjlighet att förhindra ytterligare spridning.

En ytterligare utgångspunkt för studien är att den belyser den rättsliga regleringen av förorenade områden ur *miljömyndighetens perspektiv*; vilka möjligheter erbjuder lagstiftningen myndigheten som företrädare för det allmänna miljöintresset när det gäller att ställa krav på åtgärder i ett sådant område? Dessa frågor är sedan gammalt i Sverige reglerade genom lagstiftning av offentligrättslig karaktär. Detta offentligrättsliga, eller närmast förvaltningsrättsliga, perspektiv med miljömyndigheternas bild för ögonen präglar hela studien, även i dess komparativa delar. Här blir det emellertid mer komplicerat. I många länder har man tidigare betraktat – och betraktar i viss mån fortfarande – frågan om det reparativa ansvaret ur ett delvis skadeståndsrättsligt perspektiv. Miljömyndigheten/staten ses, även om den inte äger det område som förorenats, som en företrädare för det skadelidande allmänna intresset. Har myndigheten haft utgifter som orsakats av rättsstridiga angrepp på detta intresse, kan man söka förorenaren åter i skadeståndsrättslig ordning. Ett sådant synsätt finns mer eller mindre starkt i flera av Europas länder. Detta gör att en avhandling som handlar om miljömyndigheternas möjligheter i dessa sammanhang i viss mån måste röra sig i gränslandet till skadeståndsrätten om inte bilden ska bli ofullständig eller skev. Så även om min beskrivning utgår från det offentligrättsliga perspektivet, kommer jag med nödvändighet in på vissa skadeståndsrättsliga frågor. Min ambition i det avseendet har emellertid inte varit att djuploda bland dessa regler eller att göra någon rättvisande jämförelse mellan de två regelsystemen på ett allmänt plan. Ambitionen har istället varit att se hur de skadeståndsrättsliga resp. de förvaltningsrättsliga fungerar i ett myndighetsperspektiv; i vilken mån som de olika reglerna kan användas i miljömyndigheternas arbete med förorenade områden. I de flesta avseenden blir det endast fråga om att ge en översiktlig beskrivning av hur de förra reglerna fungerar i en offentligrättslig miljö. Jag har också försökt att vara tydlig med att ange när diskussionen rör ett förvaltningsrättsligt grundat ansvar, och när det är fråga om skadeståndsrättsliga inslag.

1.4.3 Metod och uppläggning av studien

1.4.3.1 Metoden

Metoden i avhandlingen har varit att *definiera, att redovisa och att diskutera* utifrån ett traditionellt rättsvetenskapligt (rättsdogmatiskt) tillvägagångssätt. Det första steget i denna metod har varit att definiera de typiska och centrala rättsliga frågeställningarna kring miljömyndigheternas arbete med förorenade områdena. Detta har skett genom studier av litteratur och rättspraxis på området, men också genom en mångårig kontakt med dessa

myndigheter. Det andra steget i metoden har varit att undersöka hur lagstiftningsregimerna för förorenade områden i några länder har hanterat dessa centrala och typiska frågeställningar. Undersökningen är gjord utifrån sedvanliga juridiska rättskällor, men också genom flera besök i dessa länder. Det sista steget utgörs av den diskussion som förs i avhandlingen angående frågeställningarna de lege ferenda med sikte på rättsliga lösningar som har viss allmängiltighet i ett komparativt perspektiv.

På så vis kan tyngdpunkten i detta arbete sägas ligga inom de riktningar av miljörättsforskningen som beskrevs i den första, fjärde och i viss mån den femte punkten i den indelning som gjordes i tidigare avsnitt;[86] *en redovisning och systematisering av ett rättsligt material de lege lata, kompletterad med en principiell diskussion om innehållet i de regler och genomförandemodeller som bör väljas de lege ferenda för att bidra till lösningen av ett speciellt miljöproblem.* Och, det tål att upprepas, min ambition har varit att diskutera de centrala frågeställningarna utifrån de tre kriterier som angavs ovan; ett högt ställt miljömål som ska uppnås genom en samhällsekonomiskt effektiv användning av resurser, samtidigt som fördelningen av de miljörättsliga plikterna uppfattas som rättvis.

Jag menar att detta angreppssätt är väl motiverat när det gäller ansvaret för förorenade områden. Utgångspunkten är att det är fråga om ett allvarligt miljöproblem som vi inte kan överlåta till kommande generationer att lösa. Rättsområdet är emellertid lite belyst och rättsläget komplicerat, något som gäller såväl de svenska reglerna i sig, som en jämförelse mellan dessa och andra länders lagstiftning på detta område. Det finns ett behov av att klargöra grundläggande linjer och tankesätt i reglering och rättspraxis i olika länder. Detta gäller bland annat frågan om skillnader och likheter mellan en skadeståndsrättslig och en offentligrättslig reglering på området, en fråga som inte minst aktualiseras av det kommande ansvarsdirektivet på EU-nivå. Det finns också ett behov av systematisering av de övergripande frågeställningarna om skyldigheter och ansvar. Det saknas vidare en analys av och diskussion om hur de miljörättsliga instrumenten fungerar i förhållande till miljöproblemet. Därtill ser jag som en uppgift att bidra till såväl den europeiska, som den svenska debatten i dessa frågor. I Sverige har ju denna präglats av, om inte tystnad, så i varje fall av enstaka rop.

När det gäller metoden har det annars varit min ambition att utöva det som Agell kallar för ”konstruktiv rättsvetenskap”.[87] En sådan kännetecknas av att den är problemorienterad, den utgår från principiella argument och ändamålsskäl i diskussionen av rättsregler. Den bör vidare vara måttfull,[88]

[86] Avsnitt 1.3.4.1.
[87] Agell i Festskrift till Stig Strömholm, sid. 44f.
[88] I det avseendet har jag själv brustit. På grund av det höga tonläget i min artikel om det s.k. Klippanmålet i Förvaltningsrättslig Tidskrift (FT 1997 s. 283) missade Warnling-Nerep helt

och utgå från en medvetenhet om att det finns fler än en tänkbar lösning. Enligt Agell är det också en förutsättning för god forskning att rättsvetenskapsmannen är verklighetsförankrad. Detta sista menar jag är värt att betona eftersom det har varit en viktig del i min metod; utan verklighetsförankring är det svårt att få en rimlig uppfattning om en problemställning och reglernas funktion i förhållandet till denna. Detta gäller allmänt för alla områden i samhällslivet, men kanske i synnerhet på miljöområdet. Här tänker jag på de särskildheter som Westerlund lyfter fram;[89] miljörätten kännetecknas av att den syftar till att styra eller kontrollera sådana effekter i naturen som ytterst är beroende av komplicerade kemiska, ekologiska och andra naturvetenskapliga faktorer. Förståelsen för dessa förhållanden är därför grundläggande för framgång för den rättsliga regleringen på miljöområdet.

1.4.3.2 Studiens uppläggning

Avhandlingen är uppdelad i två avdelningar. Den första (avdelning I) utgörs till största delen av en djupstudie av fyra europeiska länders lagstiftning om förorenade områden. Dessa länder är, förutom Sverige, Nederländerna, Danmark och Storbritannien (England och Wales). Här ges en beskrivning av den rättsliga regleringen på området, land för land, med inriktning på fem ”nyckelfrågor”[90] på detta område; typiska och centrala frågeställningar som har avgörande betydelse för regleringen av förorenade områden. Avdelningen avslutas med en kortfattad redogörelse för lagstiftningen i en något vidare krets av länder samt de grundläggande tankegångarna i EU:s Vitbok om miljöansvar. I diskussionsdelen (avdelning II) är det istället de fem ”nyckelfrågorna” som är utgångspunkten för diskussionen. Den första av dessa rör vissa, främst förvaltningsrättsliga, grundfrågor som har särskild betydelse med hänsyn till miljöproblemets specifika särdrag. Dessa gäller regleringens tillämpningsområde och målsättning, betydelsen av registrering av förorenade områden, ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna, användningen av fasta gränsvärden för miljöbedömningarna och de rättsliga plikternas innehåll. Den andra nyckelfrågan gäller förhållandet mellan ett skadeståndsrättsligt synsätt och offentligrättsligt på detta område. Resterande tre

---

vad artikeln handlade om. Medan jag diskuterade Regeringsrättens avgörande i sak, diskuterade hon frågan om retroaktivitet (FT 1998 s. 149). Exemplet visar hur bristen på måttfullhet kan leda debatten fel. Mer om detta i kapitel 11.

[89] Detta är ju det genomgående temat i En hållbar rättsordning, se t.ex. kap. 4 (sid.43ff).

[90] Uttrycket är lånat från Bocken. Han talade vid 1992 års Eurosol Conference i Maastricht om ”key-issues in the legislation with respect to soil rehabilitation” (Universitetet i Gent, odaterad stencil). Bocken lyfte särskilt fram behovet av tidig undersökning, registrering av (misstänkt) förorenade områden, undersökningskrav i samband med försäljning av sådana områden, markanvändningsrestriktioner och ansvarsregler med fördelning mellan förorenare och markägare som sådana frågor.

frågeställningarna har med ansvaret och adressaterna att göra; förorenarens ansvar, markägarens skyldigheter samt tidsperspektiv och retroaktivitet.

Valet av Nederländerna, Danmark och Storbritannien vid sidan av Sverige som främsta objekt för den komparativa delen av min studie är ingen tillfällighet. De två första länderna har de längsta traditionerna i Europa när det gäller rättslig reglering av förorenade områden. Trots detta och trots likartade ambitioner från respektive lagstiftares sida finns det stora olikheter länderna emellan. Den nederländska lagen om markskydd från 1994 måste dessutom betraktas som den mest avancerade i Europa. Valet av Danmark underlättades också av att jag ville ha med ett nordiskt land. Storbritannien, eller rättare sagt England och Wales,[91] får stå som representant för ett rättssystem som har tagit ett ambitiöst och modernt grepp på dessa frågor under senare år. Landet är också intressant ur det övergripande perspektivet att det där, enligt vad som påstås, saknas en självständig förvaltningsrätt. Ur dessa två senare synvinklar hade studien även med fördel kunnat inkludera Tysklands nya lagstiftning om ”Altlasten”, särskilt som det tyska synsättet på förhållandet mellan civilrätt och offentlig rätt klart skiljer sig från exempelvis den praxis som utvecklats i Danmark. Av begränsningsskäl och beroende på tillgången till tyska rättskällor (se nedan), valde jag emellertid att lämna Tyskland utanför den djupare studien i avdelning I. Jag har i viss mån försökt att kompensera denna brist genom att ge en närmare redogörelse för de tyska reglerna i samband med de olika frågeställningarna i avdelning II.

Ett annat land som kommit mycket långt på väg i miljöarbetet med de förorenade områdena är U.S.A. Den amerikanska lagstiftningen är avancerad och miljömyndighetens arbete med förorenad mark genom den s.k. Superfund har mångåriga traditioner. Denna reglering används ofta som ett föredöme eller ett avskräckande exempel i översiktliga kommentarer på detta rättsområde, beroende på de sympatier som författaren hyser. Jag har emellertid valt att lämna den amerikanska regleringen utanför denna studie. Skälen för detta är flera. Det främsta är att denna studie har ett *europeiskt perspektiv* på dessa frågor utifrån en krets av länder som trots allt är relativt lika varandra när det gäller lagstiftning, myndighetsorganisation och rättsliga traditioner. Ett annat skäl är att de amerikanska reglerna redan är utförligt kommenterade i andra arbeten, vilka med fördel kan jämföras med denna studie.[92]

---

[91] Övriga delar av Storbritannien (Skottland och Nordirland) har egna rättssystem och egen myndighetsorganisation, vilket gör att miljörätten där delvis skiljer sig från den i England och Wales.

[92] Främst av Pagh (Studier over amerikansk miljøret – til belysning af dansk miljøret og EF miljøret. Christian Ejlers´forlag, Köpenhamn 1994) och i Larssons avhandling (On the law of environmental damage. Akademitryck 1997).

1.4.4 Litteratur som belyser rättsområdet

1.4.4.1 Nordisk doktrin

Några ord bör sägas om svensk och nordisk doktrin på området. I sin kommentar till miljöskyddslagen från 1990 tar Westerlund upp frågan om ansvar för förorenad mark.[93] Redogörelsen bygger på den analys som han gjorde i sin doktorsavhandling 1975, och som då var nyskapande. Tiden och den rättspraxis som utvecklats i Koncessionsämnden har emellertid gjort att analysen delvis blivit inaktuell.[94] Efter 1990 års lagkommentar har Westerlund berört detta miljöproblem endast kortfattat. I det han ändå har publicerat i dessa frågor har dock analysen – som vanligt – varit träffande.[95] Bjällås-Rahmns ”Miljöskyddslagen – Handbok i miljörätt” från 1991 och 1996 är inte så djuplodande som Westerlunds lagkommentar, men ger en god bild av de aktuella frågeställningarna och KN:s praxis. Larssons avhandling från 1997 ger en grundlig genomgång av miljöansvaret.[96] Hennes inriktning är emellertid främst skadeståndsrättslig och redogörelsen för det offentligrättsliga ansvaret i de länder som omfattas av min studie saknas (Nederländerna och Danmark), eller är mycket kortfattad (Sverige). Beskrivningen av engelsk rätt är emellertid betydligt mer fyllig och analyserande. När det gäller offentliga tryck med analyser av gällande rätt bör nämnas Miljöskyddsutredningens betänkanden (Bättre miljöskydd I och II, SOU 1978:80 resp. 1983:20) samt Dalälvsdelegationens slutbetänkande (Dalälven – en miljösatsning, SOU 1988:34). Som en reaktion på den analys som gjordes i den senare utredningen skrev Delin en ofta åberopad artikel i Förvaltningsrättslig tidskrift 1989:1.[97]

I Danmark har Basse behandlat frågan om ”jordforurening” i åtskilliga sammanhang och arbeten.[98] Detta var också ämnet för Paghs avhandling från 1998 och Aagaards från 2000.[99] Den förre har också givit ut en omfattande lagkommentar om den nya danska jordforureningsloven.[100] Den mest djuplodande analysen av de norska reglerna finns i Bugges avhandling från 1999.[101] Gemensamt för samtliga dessa nordiska arbeten är att de främst behandlar det egna landets rättsregler på området.

---

[93] Westerlund, S: Miljöskyddslagen – En analytisk lagkommentar. Åmyra förlag 1990
[94] Se Darpö 1994, sid. 138.
[95] Senast i Uppsala universitets yttrande över EU:s Vitbok om miljöansvar, se avsnitt 6.3.8.
[96] Larsson, M-L: On the law of environmental damage. Akademitryck 1997.
[97] Delin, L: Om ansvar för återställningsåtgärder enligt miljöskyddslagen, FT 1989 s.1.
[98] Se litteraturlistan.
[99] Pagh, P: Miljøansvar – en ret for hvem?” Jurist- og Økonomforbundets forlag 1998. Aagaards avhandling (Miljøansvar – særlig om forurenet jord. Stencil Århus universitet/Juridisk institut 2000) kom i december 2000. Då mina komparativa avsnitt slutfördes i oktober samma år, kunde jag dessvärre inte använda mig av hennes analys.
[100] Pagh: Jordforureningsloven med kommentar. GadJura 2000.
[101] Bugge: Forurensningsansvaret. Tano Aschehoug 1999.

1.4.4.2 Utomnordisk doktrin och komparativa problem

När det gäller utomnordiskt material har jag utgått från de centrala lagtexterna, kommentarer av förarbeten och parlamentsdiskussioner, avgöranden från myndigheter och domstolar samt den doktrin som finns på området. Jag tror att många komparatister kan hålla med mig om kvaliteten på utländsk juridisk litteratur varierar, från handbokskaraktär till avancerade rättsvetenskapliga studier. Jag vill dock nämna två arbeten som har haft stor betydelse för denna studie. Det ena är Betlems avhandling ”Civil liability for transfrontier pollution” från 1993 och det andra är det engelska standardverket ”Contaminated land” av Tromans och Turrall-Clarke från 1994 (supplement 1999).[102]

Här kan det också vara på sin plats att säga några ord om problemen med en komparativ studie av denna typ och valet av jämförelseländer. Förutom de synpunkter som angivits i tidigare avsnitt,[103] är det onekligen också så att valet av jämförelseländer i viss mån påverkas av tillgången till förståeliga rättskällor. För mig har detta inneburit en inskränkning till material på engelska, vilket i och för sig är det dominerande språket inom detta fackområdet.[104] När det gäller Storbritannien och Danmark innebär detta inget problem eftersom där finns full tillgång till för mig förståeliga och primära rättskällor. Vissa länders förvaltningsrättsliga lagstiftning med avseende på förorenade områden är däremot sparsamt kommenterad på engelska. Detta gäller exempelvis den nya lagstiftningen i Tyskland.[105] Helt annorlunda är det när det gäller tillgången till nederländska rättskällor. Den första lagstiftningen om förorenade marker kom redan 1983, den nu gällande är från 1994. Den bygger på en blandning av offentligrättsliga regler och civilrättsligt ansvar, vilket gör att dessa frågor är väl belysta i den skadeståndsrättsliga litteraturen. Nederländska rättsvetenskapare publicerar sig ofta utomlands och på det engelska språket. Till detta kommer en utmärkt juridisk tidskrift som enbart behandlar frågor kring miljöansvar.[106] Den är visserligen på nederländska, men samtliga artiklar och redogörelser av rättsfall avslutas med en engelsk sammanfattning. Sammantaget gör detta att tillgången till nederländska rättskällor har varit god. Det bör dock observeras

[102] Betlem: Civil liability for transfrontier pollution (Graham & Trotman 1993) och Tromans & Turrall-Clarke: Contaminated land (Sweet & Maxwell 1994).
[103] Avsnitt 1.4.3.2.
[104] Detta gäller såväl den naturvetenskapliga litteraturen, som den juridiska litteraturen som behandlar ”efterbehandling av förorenade områden”. Orsaken till detta står nog att finna i att den tidiga litteraturen dominerades av amerikanska författare.
[105] Om den civilrättsliga regleringen av miljöskador och 1991 års tyska miljöskadelag har det däremot funnits mer att läsa på det engelska språket, vilket dock, med tanke på studiens inriktning, är en mindre tröst.
[106] Tijdschrift voor milieu-aansprakelijkheid (TMA), utgiven av förlaget Koninklijke Vermande (Rotterdam).

att det är fråga om *sekundära rättskällor*, alltså andras beskrivningar av de primära källorna. Endast lagstiftningen har funnits tillgänglig direkt översatt i en officiell version. Även om det sammanlagda materialet är omfattande, finns det en möjlighet till missförstånd med denna teknik. De nationellt färgade glasögonen hos författare respektive läsare kan ju alltid ge olika bilder, men detta fenomen kan förstärkas av språklig förbistring. Jag antar att denna risk måste varje komparatist ta och, som sagt, tillgången till nederländskt material på engelska är jämförelsevis mycket god.

1.4.5 Avgränsningar

1.4.5.1 Annan lagstiftning

Som nämnts ovan,[107] aktualiserar de förorenade områdena många andra motsättningar och konflikter än bara den mellan miljömyndigheterna och dem som står som adressater för krav på miljöåtgärder. Dessa konflikter hanteras ibland inom ramen för annan lagstiftning än den som har som direkt syfte att få till stånd undersökning och efterbehandling av dessa områden. Den mest närliggande är plan- och bygglagstiftningen, kulturminneslagstiftningen och den allmänna fastighetsrätten. Dessa rättsområden berörs endast i förbigående i denna studie. Detsamma gäller för den miljölagstiftning som visserligen anknyter till detta särskilda miljöproblem, men som egentligen avser att reglera pågående verksamheter. Jag tänker här främst på avfallslagstiftningen och olika system för integrerad miljökontroll, s.k. IPC-regimer.[108] På så vis kan man säga att studien främst är inriktad på avslutad verksamhet. Denna avgränsning är dock av flera skäl inte alldeles enkel att göra. Det främsta är att det är svårt att ange vad som menas med uttrycket ”verksamhet”; det saknas en entydig definition av uttrycket och dess avgränsning i tiden, såväl i svensk som i utländsk rätt.[109] Till detta kommer att både avfallsreglerna och IPC-reglerna i många länder i viss mån omfattar avslutad verksamhet. Dessa regler hamnar dock som sagt utanför denna studie. En ytterligare begränsning är att miljöstraffrättsliga frågor enbart diskuteras i samband med redogörelsen för de engelska reglerna på området, eftersom det endast är där som de har direkt betydelse för förorenares och

[107] Avsnitt 1.2.3.3.

[108] Uttrycket används inom engelsk miljörätt och förkortningen står för ”Integrated Pollution Control”. En sådan tillståndsregim innebär att villkor ges för samtliga – eller huvuddelen – av de störningar som härrör från en källa. Exempel på sådan reglering utgörs av den tillståndsregim som gäller för miljöfarliga verksamheter enligt 9 kap. MB och dess utländska motsvarigheter. EU:s s.k. IPPC-direktiv (dir. 96/61/EG) är ett annat exempel på en IPC-regim.

[109] Det faktum att en markägare förvarar föroreningar på sin fastighet (och därmed att preventiva skyldigheter är kopplade till detta) betecknas ju ibland som en ”verksamhet”, bl.a. i Sverige. Denna fråga belyses utförligare i kapitel 2 och 10.

markägares ansvar för att åtgärda förorenade områden. En sista avgränsning måste också göras på så vis att min diskussion avser de situationer där det finns, eller kan finnas, en adressat att rikta kraven emot. Många föroreningar är emellertid orsakade av diffusa utsläpp, främst genom omflyttningar av förorenade jordmassor i äldre tider eller trafikavgaser i dagens samhälle. Dessa situationer, då det är svårt eller omöjligt att finna en ansvarig, hamnar också utanför studien.

1.4.5.2 Betydelsen av utomrättsliga styrmedel

Avhandlingens ämne är den *rättsliga regleringen* som rör de förorenade områdena. Studien omfattar inte andra och utomrättsliga instrument som har betydelse för miljöarbetet. Ekonomiska styrmedel, försäkringar, branschlösningar, fonder och andra pulvriseringsmöjligheter lämnas i stort sett utanför. Därmed lämnar jag fältet öppet för att de slutsatser som dras kan bli för snäva, beroende på den begränsning som är förenad med varje studie med ett renodlat rättsligt perspektiv. En sådan kan nämligen inte ge den fulla bilden av reglernas effektivitet när det gäller att lösa miljöproblemet. Utgångspunkten är på så vis i grunden naiv, eftersom den förutsätter att rättslig reglering är en effektiv metod. I själva verket är det svårt att klart ange den egentliga verkningsgraden av de rättsliga instrumenten, inte ens om de skulle fungera på just det sätt som vore det ideala. I Sverige har vi under det gångna året sett en kraftigt ökad uppmärksamhet på förorenade områden. Ytligt sett beror detta på de nya reglerna i miljöbalken och den utbildningskampanj som följt i dess spår. I så måtto är de nya reglerna i balken en framgång. Även om man ser till antalet utförda undersökningar av förorenade områden och efterbehandlingsprojekt är det fråga om en ökning som är betydande. Detta är dock knappast någon direkt effekt av den nya lagstiftningen.[110] Orsaken till uppgången i det praktiska miljöarbetet beror istället helt andra faktorer av politisk, ekonomisk och organisatorisk natur; det stora trycket på mark för exploatering i tätorterna (Hammarby sjöstad i Stockholm, Västra hamnen i Malmö, Norra Älvstranden i Göteborgs, m.fl.), statsbidragen till efterbehandlingsprojekt har höjts kraftigt, staten har tagit ett grepp om sina egna försyndelser, branschöverenskommelser har slutits och att alltfler företag vill ofta ha ”grönt” i sina räkenskaper med avseende på gamla miljöskulder.

En liknande reservation kan göras om den komparativa delen av studien. Det går givetvis att uttala sig om och diskutera de olika ländernas rättsliga lösningar på detta område, men begränsningen är given. Regler om ansvar

[110] Vid de uppföljningskonferener som Naturvårdsverket höll med kommuner och länsstyrelsen i slutet av 1999, framkom att endast ett fåtal miljömyndigheter (4-5 st.) hade använt sig av de nya reglerna i miljöbalken och då oftast ”på förekommen anledning”, d.v.s. i samband med exploatering av dessa områden.

och fördelning av plikter bygger i stor utsträckning på dämpnings- och avvägningsregler. Dessa säger mindre om den faktiska miljösituationen i landet och inte något om det praktiska resultatet av regleringen. Detta är beroende av många andra faktorer som ligger utanför ramen för en renodlat rättslig studie; industrialiseringens utseende och historia, landets naturliga förutsättningar (geografi, geologi m.m.), ambitionen hos miljömyndigheterna, resurstilldelning, inställningen hos företagen o.s.v. Så framstår exempelvis den engelska miljölagstiftningen som i vissa stycken mycket sträng och det praktiska genomförandet som bitvis energiskt, t.ex. med avseende på antalet väckta åtal för miljöbrott.[111] Trots detta går det inte att förneka att antalet mycket dåliga och förorenade miljöer är stort och ambitionerna hos de engelska företagen relativt låga vid en jämförelse med andra länder.

Med denna reservation vill jag inte säga att den rättsliga regleringen är ointressant som styrmedel för mänskligt handlande. Jag vill bara varna för överdriven tilltro till denna metod. Den fortsatta diskussionen bör alltså ses mot detta perspektiv. Ambitionen i studien är inte att utröna i vilken grad reglerna är effektiva från miljövårdssynpunkt jämfört med andra instrument som kan användas på området. Detta har jag svårt att uttala mig om. Ambitionen är istället att diskutera reglernas inomrättsliga ändamålsenlighet; hur bör de vara konstruerade med avseende på vem som är adressat, omfattningen av ansvaret, rättsligt genomförandet o.s.v. för att medverka till att miljömålen uppnås? Denna diskussion sker utifrån den grundläggande antagandet att reglerna åtminstone har en viss verkningsgrad. Det blir alltså fråga om hur denna verkningsgrad kan ökas eller förbättras. För mig är denna lägre ambitionsnivå nog, åtminstone för tillfället.

[111] Se avsnitt 4.3.3.1.

Inledning till avdelning I

Avdelning I inleds med en redogörelse för de svenska reglerna om förorenade områden i miljöbalken (kapitel 2). Därefter följer en internationell utblick med fyra kapitel; kapitel 3-5 utgörs av en relativt ingående beskrivning av lagstiftningen på detta område i Nederländerna, Storbritannien (England och Wales) samt Danmark. Det är emellertid inte de rättsliga detaljerna som står i centrum i denna redogörelse, utan huvudlinjerna och i viss mån den debatt som förts i dessa länder om den rättsliga regleringen. I kapitel 6 följer sedan en kortare presentation av lagstiftningen om förorenade områden i en vidare krets av europeiska länder samt av EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador. Jag har försökt att koncentrera undersökningen i denna avdelning till de frågeställningar som följer i avdelning II och som är centrala för hela studien; typiska rättsliga problem som beror på miljöproblemets specifika särdrag, skadeståndsrättslig eller förvaltningsrättslig reglering, förorenarens ansvar, markägarens skyldigheter och miljökraven i tiden.

Den komparativa studien är som sagt främst inriktad på Nederländerna, Storbritannien (England och Wales) samt Danmark. Valet har gjorts utifrån två kriterier. Dels uppvisar de en avancerad lagstiftning när det gäller förorenade marker, dels tror jag att dessa länder ger en bra bild hur man kan se på uppdelningen mellan skadeståndsrätt och offentligrätt i dessa sammanhang. Det kan i sammanhanget vara värt att notera att Nederländerna och Danmark är de länder – jämte U.S.A. – som har de längsta traditionerna i världen av rättslig reglering på området. Redogörelsen för de tre länderna ”haltar” något när det gäller innehåll och omfång. Det beror på att jag har utgått från att den allmänna kunskapen i vårt land är betydligt större när det grannlandet Danmark och dess rättssystem, jämfört med den om Nederländerna och Storbritannien. Av samma skäl har jag också valt att ge en något bredare presentation av genomföranderegleрna i det engelska rättssystemet, som skiljer sig från rättssystemen på den europeiska kontinenten genom en straffrättslig betoning.

Syftet med avdelning I är att vidga perspektivet inför den diskussion som följer i avdelning II. Detta sker genom en beskrivande diskussion om de andra ländernas rättsliga reglering av miljöarbetet med förorenade områden. Jag avslutar emellertid varje landstudie med en kortare summering samt drar några slutsatser med avseende på regleringens för- och nackdelar.

2 Sverige

2.1 Inledning

2.1.1 Presentation av kapitlet

Detta kapitel behandlar rättsläget i Sverige med avseende på förorenade områden. Liksom i de övriga kapitlen i denna avdelning, beskrivs och diskuteras här grunddragen i lagstiftningsregimen för förorenade områden, miljömyndigheternas rättsliga instrumentering för att arbeta med dessa områden, ansvaret för undersökning och efterbehandling, markägaransvar samt tidsaspekten och frågan om retroaktivitet. Slutligen ges också en kort redogörelse för miljömyndigheternas möjligheter att använda sig av skadeståndsrättsliga regler i sitt arbete på detta område.

Redan här vill jag emellertid göra en reservation. Kapitlet är inriktat på de huvudfrågor som är av särskilt intresse för den rättsliga regleringen av miljöproblemet. Skälet härför är att detta inte främst är en avhandling om svensk rätt, utan en komparativ studie av flera länders rättsliga reglering på området och en miljörättslig diskussion de lege ferenda med inriktning på centrala frågeställningar. Jag har därför försökt att undvika att gå in i den svenska diskussionen om miljöbalkens regler på en alltför detaljerad nivå. Min ambition har istället varit att koncentrera beskrivningen och diskussionen på huvudfrågorna och i dessa ange min egen och andras uppfattningar. I viss utsträckning fortsätter också denna diskussion i avdelning II.

Kapitlet inleds med en kort historisk bakgrundsteckning av den lagstiftning om förorenade områden som föregick dagens miljöbalk.[112] Därefter följer miljöbalkens regler i huvuddrag. Största delen av kapitlet ägnas sedan åt de frågeställningar som angavs ovan. Kapitlet är något längre än de övriga i denna avdelning, vilket främst beror på en relativt utförlig redovisning av miljöskyddslagen och den praxis som utvecklades av Koncessionämnden för miljöskydd.

[112] I denna del bygger redogörelsen i stor utsträckning på vad jag tidigare har publicerat, främst i Darpö: Vem har ansvaret 1994 och Darpö i MRT 1996:2.

2.1.2 Historisk bakgrund

2.1.2.1 Rättsutvecklingen fram till 1969

Före tillkomsten av 1969 års miljöskyddslag (ML) var regleringen av miljöstörande verksamheter från fastigheter uppsplittrad på olika lagar och rättsområden. Förutom den *politirättsliga*[113] lagstiftningen fanns det uttrycklig reglering till skydd mot endast vissa former av störningar, främst *vattenföroreningar*. Vid sidan av denna uttryckliga lagstiftning, utvecklades också en domstolspraxis som reglerade förhållandet mellan verksamhetsutövare och omgivning på civilrättslig grund (*grannelagsrätt* och *skadestånd för miljöskada*).

För förståelsen av efterbehandlingsansvaret i svensk miljörätt är vattenlagstiftningens historia central. Den första generellt giltiga lagstiftningen för kontroll av vattenföroreningar kom med 1880 års vattenrättsförordning (VRF). I 12 § VRF stadgades:

> ”Där sågkvarn är, ligge i ägarens vårdnad att avfallet ej utsläppes i vattnet. Lag samma vare, där vid annat verk eller inrättning avfall uppkommer, varav uppgrundning eller annan olägenhet kan förorsakas.
>
> Vidtager ej ägaren nödig åtgärd eller anstalt till skadans förekommande, äge KB föreskriva vad i sådant hänseende iakttagas bör, så ock förelägga den tredskande vite, där ansvar å försummelsen ej finnes särskilt stadgat. (…).”

Ägare till sågverk och annan anläggningar måste alltså se till så att avfall inte släpptes ut i vattnet eller annan olägenhet uppkom. Om han inte gjorde det kunde länsstyrelsen ingripa med vitessanktionerade krav på försiktighetsåtgärder. Av rättspraxis under VRF framgår att sådana åtgärder även kunde inbegripa reparativa åtgärder. Lagen kunde emellertid endast tillämpas när väl skadan hade uppstått, inte i förebyggande syfte. 12 § VRF utgjorde, vid sidan av de äldre hälsovårdsstadgorna,[114] den huvudsakliga grunden i offentligrättslig lagstiftning för att ställa krav på återställning av förstörda miljöer fram till 1942. Då byggdes ett koncessionssystem upp i 8 kapitlet av 1918 års vattenlag (ÄVL), och i detta förbättrades såväl den rättsliga grunden för att ställa reparativa krav, som miljömyndigheternas instrumentering i detta avseende.

I 8 kap. ÄVL[115] stadgades ett generellt förbud mot utsläpp av industriellt avloppsvatten som kunde innebära någon olägenhet. Dock kunde vattendomstolen ge tillstånd till sådana utsläpp efter en skälighetsavvägning som låg

[113] ”Politi” är en äldre förvaltningsrättslig term som omfattar verksamhet i offentlig regi som avser att upprätthålla allmän ordning och säkerhet i vidsträckt betydelse, inbegripet trafik, brandskydd och hälsovård.
[114] 1874 resp. 1919 års hälsovårdsstadga.
[115] 8 kap. 32 § ÄVL.

till grund för villkor om försiktighetsåtgärder. Kravreglerna omfattade även sådana upplag som kunde förorena vattnet.[116] Verksamheter som hade tillstånd enligt ÄVL uppnådde ett rättsligt skydd mot att ytterligare krav ställdes med stöd av den lagen eller hälsovårdsstadgan. Skyddet räckte i princip i tio år, om inte ”betydande olägenhet, som vid beslutets eller utlåtandets meddelande icke förutsetts” uppstod dessförinnan.[117] I sådana fall kunde vattendomstolen meddela nya föreskrifter för att förebygga eller minska olägenheterna inför framtiden. Det rådde ingen tvekan om att sådana föreskrifter även kunde inbegripa reparativa åtgärder, eller som regeringen uttryckte det i 1941 års lagstiftningsärende (kursiv i original):[118]

> ”I fråga om de särskilda åtgärder som med stöd av det föreslagna stadgandet kunna åläggas den som avleder eller ämnar avleda kloakvatten synes det icke behöva bliva föremål för tvekan, att icke blott sådana åtgärder kunna föreskrivas som avse att *förekomma* olägenhet genom förorening utan även sådana som gå ut på att *avhjälpa* verkningarna av den förorening som vållas. Till åtgärder som sist nämnts hör bl.a. rensning i recipienten. Därtill få också räknas inplantering av fiskyngel i vattendraget och därmed jämförliga åtgärder som kunna vidtagas för att bota skador som vållas i detta.”

Som synes innebar reformen av 8 kap. ÄVL en relativt modern reglering av de vattenförorenande verksamheterna. Genomförandet av lagens kravregler var emellertid överlämnat till företagen själva. Förutom för vissa särskilt farliga verksamheter fanns inget förprövningstvång utan verksamhetsutövaren fick själv se till att lagens regler efterlevdes. Detta system fungerade inte tillfredsställande och de närmaste årtiondena efter 1942 följde flera, mindre reformer med riktning mot en samhällelig kontroll som *föregår* anläggandet av en vattenförorenande verksamhet. Nästa steg togs med 1969 års miljöskyddslag. Detta var vår första s.k. IPC-regim, d.v.s. en lag om integrerad prövning av en verksamhets samtliga miljöstörningar.

2.1.2.2 Miljöskyddslagen

Miljöskyddslagen formades genom en sammansmältning av reglerna om kontroll av vattenföroreningar i 8 kap. ÄVL, samt de sedvanerättsligt utvecklade reglerna för hänsyn mellan grannar (grannelagsrätten) och miljöskadestånd. Till denna blandning kom en del nyheter som främst rörde genomförandefrågor. Förvånansvärt mycket av bestämmelserna i ML var emellertid direkt hämtade från vattenrättsliga förebilder och det är knappast någon överdrift att säga att *lagen vilade på en stabil vattenrättslig grund.* Tillämpningsområdet för ML var en sammanslagning av det som gällde

[116] 8 kap. 2 § ÄVL.
[117] 8 kap. 40 § 2 st. ÄVL.
[118] NJA II 1942 (prop. 1941:45), sid 79f.

enligt ÄVL och grannelagsrätten; reglerna gällde för sådan användning av en fast anläggning som kunde orsaka förorening av mark och vatten eller andra slags störningar (immissioner).

Kravreglerna i 4-6 §§ ML var gemensamma för de verksamheter som kunde orsaka vattenförorening resp. andra störningar. Reglerna var uttryckligen utformade för att ansluta till den rättspraxis som vattendomstolarna utvecklade mellan 1942 och 1965. Man kan karakterisera ML:s kravregler som en kodifiering av gällande rätt, även om de också innebar vissa skärpningar och markeringar.

En nyhet med ML var emellertid att prövningsorganisationen förnyades och Koncessionsnämnden (KN) för miljöskydd såg dagens ljus. Under de närmare trettio års tid som nämnden var aktiv, hann den utveckla en riklig praxis på miljöskyddets område.[119] Denna praxis spelade stor roll för rättsutvecklingen när det gällde efterbehandlingsansvaret enligt ML, och den är fortfarande viktig för förståelsen av reglerna i miljöbalken.[120]

2.1.3 Miljöbalken

2.1.3.1 Inledning

Den 1 januari 1999 trädde miljöbalken (MB) i kraft.[121] Ytligt betraktat kan regelverket karakteriseras som en sammansmältning av 16 miljölagar.[122] Det faktum att balken har en mycket högt ställd målsättning och att de viktigaste miljörättsliga principerna är lagfästa, ger dock grund för att påstå att den svenska miljörätten nu har inträtt i ett nytt rättsläge. Till detta kommer flera andra nyheter av materiellt slag, varav reglerna om förorenade områden i balkens 10 kapitel är av särskilt intresse för denna studie. Dessa bestämmelser utgår från det efterbehandlingsansvar som ansågs gälla enligt ML, med vissa preciseringar och skärpningar. Samtidigt överförs centrala regler i ML till balkens 9 kapitel, väsentligen oförändrade i de delar som är intressanta i

[119] En viss rättspraxis hann också utvecklas i Regeringsrätten som mellan åren 1998 och 1997 hade att pröva KN:s beslut enligt lagen om rättsprövning. Under 1997-1998 skedde denna prövning vid Kammarrätten i Stockholm.

[120] Westerlund i MRT 1999:2-3, sid. 402 och 435. Bengtsson menar dock allmänt att tidigare praxis har begränsad betydelse (NBB sid. 2:4). Vissa av hans avsnitt om miljöbalkens regler innehåller dock utförliga hänvisningar till äldre rätt (se exempelvis NBB sid. 2:20f och 2:38f).

[121] Allmänna lagkommentarer är Rubenson, S: Miljöbalken – den nya miljörätten. (Nortstedts, 2:a uppl. 1999), Bengtsson, B: Speciell fastighetsrätt – miljöbalken. (Iustus, 7:e uppl. 1999), Westerlund, S: Spaltkommentar till miljöbalkens 1-17 samt 24 kapitel. (MRT 1999:1, Åmyra förlag 1999) och samme författare: Delkommentar till miljöbalken. Mbdk 1-8. (MRT 1999:2-3, Åmyra förlag 2000) samt Bengtsson, B & Bjällås, U & Rubenson, S & Strömberg, R: Miljöbalken. En kommentar. Del I; 1-15 kap. (Norstedts 2000, härefter NBB). I denna har Rubenson har skrivit kommentaren till 1 kap. MB, Bengtsson till 2 kap. samt Bjällås till 9 och 10 kap.

[122] Se uppräkningen i 2 § lagen om införande av miljöbalken (MBP).

detta sammanhang. För att förstå det offentligrättsligt grundade miljöansvaret för förorenade områden måste därför förhållandet mellan dessa två kapitel i balken klargöras. Jag inleder dock beskrivningen av miljöbalken med en kort översikt över regelverket i sin helhet.

Redan här bör det anmärkas att förarbetena till 10 kap. MB är präglade av den tidsbrist som karakteriserade hela miljöbalksarbetet.[123] Oklarheter och motsägelser gör att texten i vissa delar är svår att förstå. I synnerhet gäller detta utredningsförslaget, något som också påpekades i remissomgången. Jag måste därför göra den reservationen att min analys av reglerna i vissa delar bygger på egna slutsatser och antaganden. Därvid har jag försökt att tolka lagtext och förarbetesuttalanden så att de logiskt och systematiskt hänger samman, såväl inbördes som tillsammans med miljöbalken som helhet.

2.1.3.2 Övergripande bestämmelser

Miljöbalken är uppdelad i sju avdelningar. Den första av dessa innehåller övergripande bestämmelser för hela balken (1-6 kap.). Målsättningen med balken är enligt det inledande kapitlet att ”främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö” (1 kap. 1 § MB). Här framgår vidare att reglerna ska tillämpas till skydd för människors hälsa och miljön, till bevarandet av värdefulla natur- och kulturmiljöer och till hushållning av naturresurserna (1 kap. 2 §).

I det andra kapitlet ges gemensamma kravregler för hela tillämpningsområdet. Genom dessa ”allmänna hänsynsregler” uttrycks de viktigaste miljörättsliga principerna.[124] Vid prövning av tillåtlighet, tillstånd, godkännande, dispens och villkor samt vid tillsyn måste balkens adressater visa att de iakttar hänsynsreglerna (1 §). Av lagtexten framgår att denna bevisbörderegel även gäller för verksamheter som ”kan antas ha orsakat skada eller

[123] Om förarbetena; redan 1989 inleddes ett arbete med att ställa samman en miljöbalk då den s.k. Miljöskyddskommittén tillsattes. Dess arbete ledde fram till det första förslaget till miljöbalk (SOU 1993:27, prop. 1994/95:10), som emellertid drogs tillbaka efter regeringsskiftet 1994. En ytterligare utredning tillsattes, vilken sedermera tog sig namnet Miljöbalksutredningen. Enligt direktiven till denna skulle man nu även överväga nya regler för förorenade områden (dir. 1994:134). Denna del av utredningen överläts till att börja med till Naturvårdsverket, som i början av 1996 lade fram ett förslag om en lag om miljöriskområden. (Om ansvar för miljöskulder i mark och vatten. Förslag till lagstiftning om efterbehandling av förorenade områden. Stencil Naturvårdsverket 1996-02-06. Jag ingick själv i den arbetsgrupp som tog fram förslaget.) Delvis med detta för ögonen utarbetade därefter Miljöbalksutredningen ett eget förslag i dessa frågor. Reglerna ingick som ett särskilt kapitel (30 kap.) i förslaget till miljöbalk, som kom i juni 1996 (SOU 1996:103). Efter remissomgången omarbetades förslaget något i propositionen (prop. 1997/98:45, härefter MB-prop.), samt placerades efter reglerna om miljöfarlig verksamhet. Det kompletterades även med särskilda övergångsregler. Lagrådets yttrande (MB-prop. del 2, bilaga 1, sid. 446ff) föranledde vissa ytterligare förändringar, däremot gav utskottsbehandlingen inget av intresse i detta sammanhang (bet. 1997/98:JoU20).

[124] Se avsnitt 1.3.3.

olägenhet för miljön". Denna skrivning kan enligt min mening ses som en kodifiering av PPPP ("*Potential* Polluter Pays Principle).[125] Bevisbörderegeln ska enligt lagtexten emellertid inte tillämpas vid fastställandet av ersättning i civilrättsliga förhållanden.[126]

Det är främst 2 kap. 3, 7 och 8 §§ som är intressanta i samband med förorenade områden. Försiktighetsprincipen framkommer i 3 §. Paragrafen uttrycker att den som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska vidta de skyddsåtgärder, begränsningar och försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga skador på människor eller miljön. Kravet ska iakttas "så snart det finns skäl att anta" att sådan skada eller olägenhet kan uppstå. En skälighetsbedömning ska dock göras; detta krav, liksom de övriga i 2 kap. 2-6 §§, gäller endast i den utsträckning det inte är orimligt med hänsyn till miljövårdsnyttan jämfört med kostnaden (7 §). Utifrån den miljörättsliga tolkningsmetod som jag ansluter mig till blir den sammantagna effekten av dessa regler att kravnivån har höjts inom miljörätten. Det som talar för det är miljöbalkens målsättning, bevisbörderegeln i 1 § och det faktum att formuleringen av skälighetsregeln har skärpts i förhållande till motsvarande regler i tidigare lagstiftning.[127]

I 8 § kommer så den reparativa sidan av principen om att "förorenaren ska betala" (PPP) till uttryck. Bestämmelsen är central för ansvarsreglerna för förorenade områden, vilket ju också framgår av hänvisningen till 10 kap. Det är dock viktigt att komma ihåg att regeln är heltäckande och gäller allt slags reparativt ansvar inom balkens tillämpningsområde.[128] Ansvaret omfattar såväl att vidta reparativa åtgärder, som att bekosta dessa eller att betala ersättning för uppkommen skada.[129]

> "Alla som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som medfört skada eller olägenhet för miljön ansvarar till dess skadan eller olägenheten har upphört för att denna avhjälps i den omfattning det kan anses skäligt enligt 10 kap. I den mån det föreskrivs i denna balk kan i stället skyldighet att ersätta skadan eller olägenheten uppkomma."

De allmänna hänsynsreglerna kan läggas till grund för krav från miljömyndigheternas sida gentemot varje företeelse som ryms inom balkens

[125] Se avsnitt 1.3.3.2, se även NBB sid. 2:7. Detsamma kan f.ö. sägas om det allmänna kunskapskravet i 2 kap. 2 § MB, se NBB sid. 2:11.
[126] Enligt motiven (prop. del 1, sid. 204) har man valt uttrycket "allmänna hänsynsregler" före "aktsamhetsregler" just för att betona att reglerna i 2 kap. MB inte ska vara styrande för den skadeståndsrättsliga bedömningen. Bengtsson menar dock, i likhet med Lagrådet, att reglerna ändå kommer att få inflytande på aktsamhetsnormerna i sådana sammanhang, se Speciell fastighetsrätt, sid. 164 och NBB sid. 2:5, även Bengtsson i Festskrift till Hollo 2000, sid. 35ff.
[127] Se NBB sid. 2:29f.
[128] Se NBB sid. 2:35.
[129] MB-prop. del 2, sid. 25f.

tillämpningsområde. Detta är mycket vidsträckt, vilket framgår redan av det faktum att ingen egentlig begränsning ges i första kapitlet. Vid en samläsning med andra kapitlet framgår också att balken ska tillämpas på *alla slags verksamheter eller åtgärder* som medför – eller kan medföra – skador på de intressen som anges i 1 kap. 1 §. På så vis har uttrycket ”verksamhet” såsom det används i balkens övriga kapitel förlorat i betydelse.[130] Undantagna är endast sådana åtgärder som är av försumbar betydelse i det enskilda fallet (2 kap. 1 § 2 st). Exempel på sådana obetydligheter är enligt förarbetena människors val av bostad eller semestersysselsättning.[131] Det ska istället vara fråga om företeelser som har reell betydelse för miljömålen. Det är alltså effekten på människor eller miljön som är avgörande för balkens tillämpningsområde, inte vem som vidtar åtgärder. Så är reglerna i sig tillämpliga på såväl industriella verksamheter, som på åtgärder i det privata. Typiskt sett innebär åtgärder av det senare slaget mindre miljöpåverkan än industriella verksamheter, något som bör återspeglas i den rimlighetsbedömning som alltid ska ske enligt 2 kap. 7 §. Det faktum att de allmänna hänsynsreglerna ska tillämpas i en rad olika situationer innebär också att genomförandet av kraven ser olika ut. De allmänna hänsynsreglerna är ”bindande” i så måtto att de kan läggas till grund för förelägganden som miljömyndigheterna meddelar i det enskilda fallet. Reglerna ska även tillämpas vid de olika tillståndsprövningar som ska ske enligt de två efterföljande avdelningarna i balken (7-15 kap.).

2.1.3.3 Särskilda bestämmelser om vissa verksamheter.

Miljöbalkens tredje avdelning (9-15 kap.) har rubriken ”Särskilda bestämmelser om vissa verksamheter”. I 11 kap. ges regler om ”vattenverksamhet”. Här återfinns nu vissa offentligrättsligt betonade bestämmelser ur 1983 års vattenlag om tillåtlighet, tillståndsplikt och underhållsansvar. I de avslutande kapitlen i balkens tredje avdelning finns särskilda bestämmelser om genteknik, kemiska produkter och biotekniska organismer samt om avfall (13-15 kap.).

Av särskilt intresse för denna studie är reglerna i 9 och 10 kap. I det första av dessa kapitel finns bestämmelser om *miljöfarlig verksamhet*. Definitionen av dessa verksamheter överensstämmer i allt väsentligt med den definition som gavs i ML:[132]

[130] Rubenson i NBB 1:5.
[131] MB-prop. del 1, sid. 205ff.
[132] 9 kap. 1 § MB, jfr. med 1 § ML.

”Med miljöfarlig verksamhet avses

1. utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområden eller grundvatten,

2. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön genom annat utsläpp än som avses i 1 eller genom förorening av mark, luft, vattenområden eller grundvatten, eller

3. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för omgivningen genom buller, skakningar, ljus, joniserande eller icke-joniserande strålning eller annat liknande.”

Som synes är denna definition mycket vidsträckt. Den innefattar allt från stora industrianläggningar, jord- och skogsbruk till privata åtgärder i den egna trädgården. I förarbetena till MB anges klart att uttrycket ska förstås i den mening som det givits i praxis under ML, tillsammans med de preciseringar som gjordes i lagstiftningsärendet med balken.[133] Detta får betydelse i en rad olika avseenden, bl.a. för markägare i s.k. förvaringsfall.[134] Den vida definitionen har också stor betydelse för den som vill gräva, bygga eller annars vidta åtgärder i marken i ett förorenat område. Den som med sådana åtgärder ökar förutsättningarna för att föroreningarna i området kan exponeras eller spridas, kommer nämligen att betraktas som utövare av miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. Typiskt sett kan det vara fråga om en markägare eller en exploatör. Krav kan då ställas på honom att vidta de försiktighetsåtgärder som inte är orimliga. När det gäller exploatören brukar denna bedömning vara tämligen brutal; normalt får han stå för samtliga dessa kostnader eftersom han kan kompensera detta genom ett högre pris i efterföljande led.

2.1.3.4 Förorenade områden

De offentligrättsliga reglerna om ansvaret för gamla miljöskador återfinns i 10 kap. Här är det alltså fråga om det ansvar som förorenaren har gentemot det allmänna att avhjälpa skador som uppkommit av hans verksamhet. Reglerna kan tillämpas på mark- och vattenområden, byggnader och anläggningar som är förorenade och där dessa förhållanden innebär en risk för skador eller olägenheter för människors hälsa eller miljön (1 §). Ansvarsreglerna utgår från miljöskyddslagens regler, med vissa kompletteringar och skärpningar. Särskilt när det gäller ansvarsfördelningen och markägarnas ansvar är dessa nyheter ingripande. Ansvaret för utredning och efterbehandling är uppdelat på två grupper, verksamhetsutövare och markägare. På så vis kan det vara illustrativt att tala om *första* resp. *andra ansvarskretsen*.

[133] MB-prop. del I, sid. 327.
[134] Se avsnitt 2.2.4.

I första hand ska den som bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som orsakat föroreningarna i ett område (”verksamhetsutövaren”) svara för de åtgärder som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människor eller miljön (2 §). Omfattningen av ansvaret ska avgöras efter en skälighetsavvägning enligt 4 §. Finns det flera som hör till första ansvarskretsen, svarar de solidariskt för den efterbehandling som anses skälig (6 §). Efterbehandlingsansvaret är inte föremål för preskription (4 § sista st.). Reglerna har däremot avgränsats tidsmässigt genom särskilda övergångsbestämmelser i lagen om införande av miljöbalken (MBP). Av 8 § MBP framgår att reglerna ska tillämpas på verksamheter vars faktiska drift pågått efter den 30 juni 1969, d.v.s. då miljöskyddslagen trädde i kraft. Om någon ansvarig ur den första kretsen inte finns tillgänglig eller inte kan bekosta de nödvändiga åtgärderna, kan miljömyndigheten istället vända sig emot den som äger eller har ägt det förorenade området ifråga. Förutsättningen för detta är emellertid att han vid köpet av fastigheten visste – eller borde ha känt till – att den var förorenad (3 §). Även fastighetsägarens ansvar ska avgöras efter en skälighetsavvägning enligt 4 § och ansvaret inom denna krets är likaledes solidariskt (7 §). En ytterligare förutsättning för ansvar är att fastigheten förvärvats efter den 31 december 1998 (15 § MBP). Slutligen finns även en regel om ”obehörig vinst” som innebär att fastighetsägaren, även i de fall då han inte kan göras ansvarig enligt ovan, kan åläggas att täcka de kostnader som motsvarar den värdeökning som området undergår genom efterbehandling (5 §). Ansvaret för undersökning av förorenade områden korresponderar i stort sett med efterbehandlingsansvaret (8 §).

Förutom ansvarsregler, innehåller 10 kap. en bestämmelse om upplysningsskyldighet samt regler om s.k. miljöriskområden. *Upplysningsskyldigheten* innebär att var och en som äger eller brukar en fastighet och som därvid upptäcker en förorening som kan medföra olägenhet eller skada måste anmäla detta till tillsynsmyndigheten. Bestämmelsen är straffsanktionerad.[135]

Vissa allvarligt förorenade områden ska förklaras som *miljöriskområden* av länsstyrelsen. Sådana områden definieras som ”mark- eller vattenområden som är så allvarligt förorenade att det med hänsyn till människors hälsa eller miljön är nödvändigt att föreskriva om begränsningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått”.[136] Syftet med en sådan förklaring är alltså att avstyra från viss verksamhet eller vissa åtgärder.[137] Länsstyrelsen ska därför i

[135] 10 kap. 9 § resp. 29 kap. 5 § (”försvårande av miljökontroll”).
[136] 10 kap. 10 §.
[137] Blir det däremot fråga om att framtvinga *aktiva åtgärder* kan reglerna om miljöriskområden inte användas. Sådana åtgärder kan endast framtvingas genom tillämpning av ansvarsreglerna i 10 kap. 1-7 §§ och med stöd av miljöbalkens allmänna genomföranderegler. När det gäller *utredningen* inför en förklaring som miljöriskområde, kan dock länsstyrelsen tillämpa ansvarsregeln i 10 kap. 8 §, se 10 kap. 11 §.

samband med förklaringen meddela vilka inskränkningar som fortsättningsvis ska gälla för markanvändningen i området.[138] Sådana villkor får avse grävning, schaktning, markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt övriga åtgärder som kan innebära att föroreningssituationen förvärras eller framtida efterbehandling äventyras. Villkoren får även innebära att dessa åtgärder ska föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten för området, eller av en markundersökning. Sådan undersökning kan även krävas som villkor för överlåtelse av fastighet i området. När ett område har efterbehandlats, eller när föroreningarna där av annan orsak har minskat så att de meddelade villkoren inte längre är nödvändiga, ska villkoren ändras eller området friförklaras.[139]

2.1.3.5 Övriga bestämmelser

Miljöbalkens fjärde avdelning (16-25 kap.) behandlar prövningen av mål och ärenden. Tillstånd till olika verksamheter meddelas i huvudsak av länsstyrelsen och av de regionala miljödomstolarna[140]. Den operativa tillsynen utövas av den kommunala miljönämnden eller länsstyrelsen.

Den stora majoriteten av verksamheter omfattas emellertid inte av någon tillståndsplikt enligt miljöbalken. Gentemot dessa sker istället genomförandet av hänsynsreglerna genom att miljömyndigheterna meddelar råd och förelägganden i det enskilda fallet.[141] Sådana förelägganden får förenas med vite och de kan under vissa förutsättningar antecknas i inskrivningsregistret.[142]

Bestämmelser om påföljder återfinns i balkens sjätte avdelning. I 29 kap. har samlats de straffbestämmelser som tidigare ingick i brottsbalkens 13 kap. (miljöbrott och vållande till miljöstörning) och i de olika miljölagarna. Miljösanktionsavgifter (30 kap.) är sanktionsavgifter som ska utgå vid vissa, i en särskild förordning angivna överträdelser av miljölagstiftningen. Kriterierna för dessa avgifter är objektivt bestämda och de ska utgå oavsett avsikt eller oaktsamhet från adressatens sida.

Miljöbalkens sista avdelning behandlar bl.a. ersättning och skadestånd. Så har miljöskadelagens bestämmelser utan större förändringar överförts till 32 kap. MB. I kapitlet ingår även den tidigare bestämmelsen om enskild talan i

[138] 10 kap. 12 §.
[139] 10 kap. 13 §. Ytterligare regler ges i förordningen om miljöriskområden (SFS 1998:930). Se även SOU 1998:35 (Förordningar till miljöbalken).
[140] Tillståndet söks för större verksamheter (som betecknas med bokstaven A i bilagan till förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd) hos miljödomstolarna och för något mindre (B) hos länsstyrelsens miljöprövningsdelegation. Verksamheter som betecknas med C är anmälningspliktiga hos miljönämnden.
[141] 26 kap. 9 §.
[142] 26 kap.14 och 15 §§.

miljöskyddslagen.[143] Bestämmelser om miljöskadeförsäkring och saneringsförsäkring återfinns slutligen i 33 kap.

[143] 34 § ML resp. 32 kap. 12 § MB.

2.2 Efterbehandlingsansvaret enligt miljöbalken

2.2.1 Inledning

Här följer nu en fördjupning i några centrala frågor kring ansvaret för förorenade områden enligt miljöbalken. Som nämnts ovan, stammar dessa regler från den äldre vattenrättsliga lagstiftningen och från ML. Det är vidare svårt att förstå vissa begrepp i balken utan att ta del av den praxis som utvecklades under de äldre reglerna. Redogörelsen nedan uppehåller sig därför ganska mycket vid dessa äldre regler och praxis. För att underlätta läsandet för den som vill undvara denna fördjupning, är dessa delar skrivna med packad stil.

2.2.2 Tillämpningsområdet för 10 kapitlet

Reglerna i 10 kap. MB kan tillämpas på mark- och vattenområden samt byggnader och anläggningar som är förorenade och där dessa förhållanden innebär en risk för skador eller olägenheter för människors hälsa eller miljön.[144] Uttrycket ”vattenområden” bör i detta sammanhang – till skillnad från vad som gäller enligt elfte kapitlet – tolkas så att det inbegriper grundvatten.[145] Detta innebär att reglerna sammantaget är tillämpliga då föroreningarna finns i byggnader och anläggningar, fast mark, yt- och grundvatten samt sediment. För att tionde kapitlet ska vara tillämpligt måste följaktligen marken, sedimenten, vattnet, byggnaden eller anläggningen verkligen vara förorenad. När det gäller den efterföljande bedömningen av föroreningens skadlighet för människor eller miljön, är det däremot tillräckligt att visa på en risk för sådan skada. I denna del bör det räcka att hänvisa till den allmänna erfarenheten av sådana föroreningars spridning och de speciella förutsättningarna för detta i området (t.ex. geologi och grundvattenströmmar), samt den naturvetenskapliga forskningen om riskerna med exponering av de aktuella föroreningarna. Den som hävdar att föroreningarna inte medför någon sådan risk, bör ha bevisbördan för att så är fallet.[146]

I förarbetena till miljöbalken gjordes ett uttalande om reglernas tillämpningsområde som kräver en kommentar.[147] Regeringen verkade där utgå från att bestämmelserna i 10 kap. MB endast är tillämpliga på föroren-

[144] 10 kap. 1 § MB.
[145] NBB sid. 10:6.
[146] NBB sid. 10:7.
[147] MB-prop. del 1, sid. 360. I Speciell fastighetsrätt (sid. 199) refererar också Bengtsson till regeringens inställning utan kommentar. Att han menar att bestämmelserna även gäller för föroreningar som nått utanför verksamhetsområdet framgår dock av hans skrivningar i NBB 2:36.

ingar i själva verksamhetsområdet. Detta är enligt min mening emellertid inte riktigt. Konstruktionen utgår istället från att ansvarsreglerna gäller för hela det område som är förorenat, oavsett fastighetsgränser och oavsett var verksamheten bedrivits. När det gäller möjligheten att ställa krav på verksamhetsutövaren att åtgärda föroreningar utanför verksamhetsområdet, återspeglar miljöbalken vad som tidigare gällde enligt miljöskyddslagen. Dessa bestämmelserna var tillämpliga på alla typer av markanvändning, oavsett om föroreningen blivit kvar i verksamhetsområdet eller nått ut i omgivningarna.[148] I den rättspraxis som har utvecklades under ML om efterbehandlingsansvaret var frågan om var föroreningarna uppträder över huvud taget inte varit kontroversiell. En stor del av de rättsfall som är välkända i sammanhanget har ju handlat om fibersediment i vattendrag och om andra föroreningar som spridit sig till angränsande fastigheter.[149] Det har aldrig rått någon tvekan om att efterbehandlingsansvaret även har omfattat dessa omgivningar. Det kan vara värt att i detta sammanhang komma ihåg att reglerna i ML ytterst gick tillbaka till den reglering som fanns i 1880 års VRF och sedermera i 1942 års ändringar av 8 kap. ÄVL. Redan genom den lagstiftningen klargjordes att utsläpp av industriellt avloppsvatten var förenat med en reparativ skyldighet om skadorna i omgivningen blev alltför stora. Denna skyldighet hade förorenaren såväl gentemot en skadelidande enskild granne eller vattenrättsägare, som det skadelidande allmänna intresset av en god miljö. Den enda nyhet som miljöbalken har fört med sig i detta avseende är en regel om tillträde för efterbehandling;[150] om föroreningarna spritt sig till en omgivande fastighet och ägaren till denna motsätter sig att förorenaren vidtar åtgärder där, kan tillträde tilltvingas genom en särskilt beslut av länsstyrelsen.

Reglerna om miljöfarliga verksamheter i 9 kap. och reglerna om förorenade områden i 10 kap. MB vävs in i varandra och förhållandet dem emellan är komplicerat. Den övervägande delen av föroreningsskador har orsakats av aktiviteter som är, eller har varit, miljöfarliga verksamheter enligt miljöskyddslagen och 9 kap. MB. Som framgått ovan,[151] kan krav på försiktighetsåtgärder ställas på dessa verksamheter med stöd av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. 3 och 7 §§. Dessa krav kan ställas så snart det finns en risk för skada.[152] Av 2 kap. 8 § följer att även reparativa krav kan ställas på utövare av miljöfarlig verksamheter och detta gäller oavsett om verksamheten är pågående eller avslutad. När det sedan gäller reglerna i 10 kap. MB

[148] 1 § 1 st. 1 och 2 pp. ML, motsv. 9 kap. 1 § 1 och 2 pp. MB, se Michanek i Svensk miljörätt 1993, sid. 125f.
[149] Se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4 (sid. 167ff).
[150] 28 kap. 5 §, se även 6-8 §§.
[151] Avsnitt 2.1.2.3.
[152] 2 kap. 3 § 2 st. MB.

är dessa tillämpliga på alla förorenade områden, oavsett hur skadorna har uppkommit. Förutsättningen är dock, vilket redan nämnts, att föroreningen är konstaterad. Kraven enligt 10 kap. kan också ställas på både pågående och avslutade verksamheter och aktiviteter. Mot bakgrund av ovanstående, vore det därför knappast riktigt att påstå att reglerna i 9 kap. (resp. 2 kap. 3 och 7 §§) gäller för pågående verksamheter, och 10 kap. (resp. 2 kap. 8 §) för avslutade. En riktigare beskrivning av förhållandet mellan kapitlen är istället att reglerna om förorenade områden *kompletterar* de krav som gäller för miljöfarliga verksamheterna, *i de fall som dessa verksamheter har orsakat en förorening*. Ett exempel kan måhända tydliggöra detta förhållande: En miljöfarlig verksamhet (pappersindustri) har orsakat förorening i ett vattenområde genom utsläpp av fiberhaltigt processvatten. Krav på minskade och renade utsläpp ställs på verksamheten med stöd av 2 kap. 3 och 7 §§. De fiberhaltiga sedimenten utgör onekligen ett förorenat område enligt 10 kap. Detta kapitel ska alltså tillämpas när det gäller fördelningen av ansvar och skälighetsbedömningen med avseende på undersökningen och efterbehandlingen av dessa sediment.

2.2.3 Ansvarsreglerna – första ansvarskretsen

2.2.3.1 Verksamheter och åtgärder

Ansvarig i första hand för efterbehandling och undersökning av förorenade områden är enligt 10 kap. 2 § ”verksamhetsutövaren”:

> ”Ansvarig för efterbehandling av sådana områden, byggnader eller anläggningar som anges i 1 § är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen (verksamhetsutövaren).”

Uttrycken som används här ansluter ordagrant till 2 kap. 8 §. De är emellertid allmänt formulerade och någon ytterligare precisering ges inte i förarbetena. Inte heller på annan plats i balken finns någon allmängiltig definition av ”verksamhet” eller ”åtgärd”.[153] Styrande för vilka företeelser som omfattas är istället den allmänt utformade målsättningen i 1 kap. 1 § MB; alla slags verksamheter och åtgärder som ryms inom dessa intresseområden omfattas av balken.[154] Undantaget utgörs av bagateller, verksamheten eller åtgärden bör vara av en viss betydelse för målsättningen. Uttrycket ”verksamhet eller åtgärd” i 2 resp. 10 kap. bör därför enligt min mening inte tolkas alltför snävt. Uttrycket ”verksamhetsutövare” i 10 kap. 2 § bör anses omfatta samtliga de företeelser som betraktas som verksamheter och åtgärder

[153] Se Lagrådets yttrande, MB-prop. del 2, sid. 455 (bilaga 1). Se även NBB sid. 2:4.
[154] NBB sid. 1:5.

i miljöbalken. Det är alltså hela balkens bestämning av uttrycken som är avgörande för kapitlets tillämpningsområde, inte den betydelse som uttrycken används i enstaka kapitel eller den normalspråkliga betydelsen. För en sådan tolkning talar flera skäl, varav det främsta har med miljöbalkens uppbyggnad att göra. De allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. omfattar varje företeelse som regleras i de efterföljande kapitlen (2 kap. 1 §). Det är knappast tänkt, eller ens möjligt, att göra någon självständig avgränsning av tillämpningsområdet för hänsynsreglerna, som skulle gälla vid sidan av det som framgår av balken i övrigt. Annars skulle man kunna hamna i en situation där 2 kap. inte gällde för vissa ”vattenverksamheter” enligt 11 kap. 2 § eller ”hanteringar” enligt 14 kap. 4 §, om de inte samtidigt bedömdes vara ”verksamheter” i normalspråklig betydelse.[155]

Som jag ser det, är det också så att ”verksamhet” är ett betydligt vidare begrepp än själva den skadegörande handlingen som orsakade föroreningen. I enlighet med den praxis som utvecklats i KN bör uttrycket reserveras för aktiviteten i sin helhet, inte bara de delar av den som orsakade skadan.[156] Om ett pappersbruk har släppt ut processvatten i flera recipienter eller om en industri har använt sig av flera platser för avfallseponering, är det den som ansvarar, eller ansvarade, för industrin som träffas av bestämmelsen. Såsom ”verksamheten” enligt 10 kap. MB bör alltså betraktas *den industriella verksamheten i sin helhet*, inte själva utsläppet eller deponeringen. En viss vägledning i denna bedömning bör kunna hämtas från tillståndets omfattning eller hur tillståndsplikten för en viss typ av verksamhet är utformad.[157]

2.2.3.2 Verksamhetsutövaren

Hur verksamhetsutövaren ska definieras är normalt inte så problematiskt om man bara ser till det företag som faktiskt bedrivit verksamheten. Det kan emellertid vara betydligt svårare att göra denna avgränsning när flera personer, juridiska som fysiska, är involverade i en verksamhet. Inte heller i denna del ger miljöbalken eller dess förarbeten någon klar vägledning. Vissa slutsatser bör dock kunna dras från den praxis som utvecklades under ML när det gällde frågan om flera aktörer eller intressenter.

---

[155] Den sistnämnda paragrafen anger f.ö. uttryckligen att ”förvaring” ingår i ”hantering”.

[156] Se KN B 94/97. Beslutet avsåg ett föreläggande riktat mot ett segelsällskap. Sällskapet hade tidigare nyttjat ett område för båtuppläggning, men hade efter en tid flyttat båtarna till en annan plats. Länsstyrelsen hade tidigare – med hänvisning till Klippan-domen (se avsnitt 2.2.5.1) – gjort bedömningen att verksamheten var nedlagd.

[157] I beslutet KN B 138/94 ansåg nämnden att efterbehandlingsskyldigheten enligt ett villkor omfattade hela det område som avsågs i tillståndet, oavsett om verksamheten i praktiken hade bedrivits där eller inte. Här var det fråga om ett gruvområde där ingen aktiv verksamhet hade bedrivits sedan 1920-talet. Området omfattades dock av ett nytt tillstånd för mineralutvinning från 1979, med tillhörande efterbehandlingsvillkor.

I miljöskyddslagen gavs ingen närmare definition av vem som skulle betraktas som verksamhetsutövare i dessa situationer. Inte heller i lagens förarbeten fanns mycken ledning att hämta. De uttalanden som ändå gjordes var relativt intetsägande och handlade mest om markägares ansvar. Problemet med olika bolags förhållanden till varandra i miljörättsliga sammanhang berördes inte heller nämnvärt i den juridiska litteraturen vid tiden för miljöskyddslagen. I Westerlunds lagkommentar fördes diskussionen nästan enbart utifrån det ovan nämnda förhållandet mellan förorenaren och markägaren.[158] Bjällås-Rahmn tog inte heller upp de bolagsrättsliga problemen i sin bok om miljöskyddslagen. På ett mer allmänt plan sades dock att *"...villkoren gäller mot den som utövar verksamheten, i allmänhet tillståndshavaren*."[159] Författarna betonade dock att det i många fall är svårt att avgöra vem som ska stå som adressat för kraven på skyddsåtgärder.[160]

KN:s praxis i denna fråga har träffat en rad olika situationer som uppvisar stora variationer.[161] Denna varierande verklighet har gjort att nämnden fått anpassa reglerna till den konkreta situationen och därvid utveckla en tolkning som åtminstone delvis skilt sig från de civilrättsliga reglerna på området. Även om praxis inte är särskilt entydig, går det dock att skilja på två olika typsituationer. Den ena är när flera aktörer är inblandade i en verksamhet. Den andra rör den mer renodlat, bolagsrättsliga problematiken.

När det gäller den förra situationen med flera aktörer har KN i flera beslut menat att *den som faktiskt och rättsligt har möjlighet att ingripa* ska anses vara verksamhetsutövare. Sådan var exempelvis nämndens inställning när flera flygklubbar var aktiva på en och samma flygplats (KN 1/92 och 15/95).[162] I situationer där det har varit möjligt att härleda en förorening till en av flera aktörer, har nämnden valt att rikta kraven mot denne. Så var fallet i beslutet om Alsike Bensin (KN 14/97), där tre intressenter var inblandade; en fastighetsägare, en hyresgäst som drev själva verksamheten samt

[158] Westerlund: Miljöskyddslagen – en analytisk lagkommentar. Åmyra förlag 1990.
[159] Bjällås-Rahmn: Miljöskyddslagen. Handbok i miljörätt. Fritzes Förlag, 2:a uppl. 1996, sid 128.
[160] A.a. sid. 177.
[161] Beslut under denna rubrik refereras i Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.3 och Darpö 1999b, avsnitt 3.1.
[162] Det första av dessa två ärenden var dessutom föremål för JO:s behandling. Rättsfallen kommenteras utförligt av Bjällås-Rahmn sid. 177f. Se också NBB sid. 9:4f. Det finns även ett ärende om s.k. miljöskyddsavgift (KN M 1/84, se Darpö i MRT 1996:2, sid. 178) där Luftfartsverket fick stå för de försyndelser som Linjeflygs piloter gjort sig skyldiga till.

ett oljebolag som levererade råvarorna och som ägde cisternerna och pumparna i området.[163] I det ärendet konstaterade KN att föroreningarna i området troligen hade uppkommit vid påfyllningen av bensin i cisternern och menade att kraven på efterbehandling därför skulle riktas mot oljebolaget. Här menade nämnden att hyresgästen inte kunde belastas, eftersom han vare sig hade rådighet över cisternerna, eller själva påfyllningen.[164] Slutligen har också nämnden tagit ställning till vem kraven ska riktas i situationer där flera aktörer har varit inblandade i tiden efter varandra, typiskt sett vid exploateringar. Ofta finns då en beställare eller en huvudansvarig och flera underentreprenörer som utför själva arbetet. I beslutet KN B 153/98 avvisade KN att kraven riktades mot huvudmannen (Vägverket), utan menade att den entreprenör som faktiskt utförde arbetet var den rätte adressaten. Först då kunde man se i vilken utsträckning som den berörda fastigheten skulle nyttjas och först då skulle det finnas en adressat som hade faktisk och rättslig möjlighet att efterkomma kraven.

Den mer renodlade bolagsrättsliga problematiken, t.ex. moderbolags ansvar för dotterbolags verksamhet, har KN belyst i endast ett fåtal avgöranden.[165] Besluten har rört dels tillståndsbeslut som givits inför påbörjandet av en verksamhet, dels beslut som har gällt reparativa krav, ställda i efterhand. Härvidlag har nämnden haft en något friare inställning vid de förra situationerna, jämfört med de senare. Detta kan illustreras med beslutet KN 126/91; Sandvik AB ansökte och fick tillstånd för att tillverka hårdmetallprodukter i dotterbolaget AB Sandvik Coromants anläggning i Gimo. KN uttalade:[166]

> ”Enligt 9 § miljöskyddslagen kan koncessionsnämnden på ansökan av den som utövar eller ämnar utöva miljöfarlig verksamhet lämna till-

[163] Ärendet gick under populärbeteckningen ”Alsike Helsike”.
[164] Denna inställning kan väl sägas bekräftas av Regeringsrättens dom i ett vitesmål (*RÅ 1997 ref. 12:II; Skandit Bilplåtslageri*) som också rörde förorenarens ansvar i förhållande till fastighetsägarens. Själva domen anslöt till den gängse uppfattningen om tolkningen av ML, d.v.s. att man i första hand ska vända sig emot förorenaren. I domskälen uttalas emellertid att (domen sid. 3, min kursiv): ”...miljöskyddslagen mer generellt anses bygga på principen att ansvaret för åtgärder skall avkrävas *endast den eller dem som direkt* kan sägas utöva eller ha utövat miljöfarlig verksamhet.” Detta uttalande kan tyckas strida emot den praxis som utvecklats av Koncessionsnämnden när det gäller fastighetsägares ansvar i ”förvaringsfall” (se avsnitt 2.2.3). Eftersom Regeringsrätten emellertid i ett rättsprövningsmål, samma dag och med samma sammansättning (*RÅ 1997 ref. 12:I*), godtog att fastighetsägare har ett subsidiärt ansvar i dessa fall, är det svårt att riktigt förstå uttalandet i vitesmålet.
[165] Se också Lindblad 1999 samt Forsbacka i SvJT 2000 s. 905.
[166] Beslutet sid. 31.

stånd till verksamheten. Bestämmelsen innebär att tillståndet skall knytas till den som har rådighet över den miljöfarliga verksamheten. Med tillståndet följer sedan en skyldighet att följa de villkor och föreskrifter som anges i det. Om verksamheten överlåts, övergår miljöansvaret för verksamheten till den nya utövaren. Ett nytt tillstånd behövs inte för den nya utövaren. Ansvaret för att det tidigare meddelade tillståndet följs övergår automatiskt på den nya utövaren. Koncessionsnämnden bedömer att Sandvik AB har ett bestämmande inflytande över verksamheten i Gimo och att det därför inte föreligger något hinder mot att pröva bolagets ansökan enligt miljöskyddslagens tillåtlighetsregler."

Det händer också att såväl moderbolaget som dotterbolaget söker tillstånd för en verksamhet. I dessa fall inte accepterat en uppdelning utan meddelat tillståndet till dotterbolaget. Däremot har det hänt att KN godtagit en sådan ansökan när verksamheten på en plats har bedrivits av två olika företag och där det har varit svårt att från kontrollsynpunkt särskilja vars och ens ansvar. I ett fall ansåg nämnden att tillståndet kunde meddelas för båda sökanden i ett gemensamt beslut och att villkoren skulle gälla solidariskt dem emellan (KN 190/92).[167]

Vid överlåtelse av en tillståndsgiven verksamhet medföljer alla tillståndets rättigheter och skyldigheter. Denna inställning har Koncessionsnämnden upprepat i flera beslut, bl.a. det ovan nämnda beslutet om Sandvik i Gimo. Det kan dock vara värt att påpeka att de miljörättsliga plikterna även följer med i de fall som överlåtelsen sker *efter det att verksamheten avslutats.* Så var fallet när Karlstad Renhållning drev en verksamhet fram till 1991, och bolaget därefter gick upp i Sellbergskoncernen (KN B 156/96). I det ärendet pekade KN på att vid en fusion går enligt aktiebolagslagen samtliga tillgångar och skulder över till det övertagande bolaget. Enligt nämnden gällde detta även för skyldigheten enligt 5 § ML att vidta återställningsåtgärder. Däremot har KN varit obenägen att

[167] I detta sammanhang bör även nämnas att i ärendet om Klippan i Böksholm (KN B 217/96, se avsnitt 1.1.1) invände Klippan att man inte var rätt adressat för kravet, bl.a. därför att tillståndet innehades av dotterbolaget AB Böksholms Sulfitfabrik och verksamheten hade bedrivits i det bolagets regi. Detta resonemang godtogs emellertid inte av KN, som istället lade avgörande vikt vid att Klippan hade arrenderat och drivit anläggningen sedan 1947. Som jag bedömer det, har denna inställning dock mindre med den bolagsrättsliga problematiken att göra. Den utgår istället från KN:s grundläggande syn på verksamhet på arrenderad mark, t.ex. vid jordbruk. I dessa fall är det arrendatorn, inte markägaren, som är verksamhetsutövare (se NBB sid. 9:5).

> godta att kraven riktas emot ett moderbolag, när det verksamhetsutövande dotterbolaget fortfarande existerar. Så var fallet i det s.k. Blombacka-beslutet (KN B 100/96). Här uttalade nämnden att moderbolaget visserligen genom koncernförhållandet hade ett avgörande inflytande på dotterbolaget, men att kraven i alla fall skulle riktas emot det senare eftersom det var en annan juridisk person.[168]

Med ledning av denna praxis under ML kan enligt min uppfattning sägas att frågan om vem som är verksamhetsutövare är en *offentligrättslig bestämning* som ska göras utifrån reglerna i 10 kap. MB. Civilrättsliga uppgörelser mellan olika aktörer inverkar inte på denna bedömning.[169] Avgörande för denna bestämning är istället andra faktorer, där den viktigaste är *vem som har makt och möjlighet att kontrollera verksamheten* och därmed utsläppen från denna.[170] Denna bedömning är friare än den strikt civilrättsliga, även om man också måste beakta de aktiebolagsrättsliga reglerna i sammanhanget. Den offentligrättsliga bedömningen kan emellertid skilja sig från den förra, vilket låter sig förklaras med av att respektive regelverk har olika ändamål och skyddsintressen. Ett exempel på detta som bör kunna ge viss vägledning i den allmänna tillämpningen återfinns i den s.k. Sevesolagen[171] Denna gäller för verksamheter där vissa mängder av farliga ämnen hanteras, vilket gör att miljöbalken är parallellt tillämplig.[172] I 2 § i Sevesolagen ges följande definition av uttrycken ”verksamhet”, ”anläggning” och ”verksamhetsutövare”:

> ”*Verksamhet:* hela det område som står under en verksamhetsutövares ledning eller kontroll eller flera verksamhetsutövares gemensamma ledning eller kontroll och där det finns farliga ämnen vid en eller flera anläggningar, inbegripet såväl det geografiska området som gemensamma eller därtill hörande infrastrukturer eller aktiviteter.
>
> *Anläggning:* en teknisk enhet inom en verksamhet där farliga ämnen tillverkas, används, hanteras eller förvaras. (…).
>
> *Verksamhetsutövare:* varje fysisk eller juridisk person som driver eller innehar en verksamhet eller anläggning eller som på annat sätt har rätt att fatta avgörande ekonomiska beslut om verksamhetens eller anläggningens tek-

[168] Denna inställning bekräftades också genom beslutet om STORA och Eka Nobel (KN B 297/97).
[169] I beslutet om Alsike Bensin fanns just en sådan uppgörelse med innebörden att hyresgästen skulle svara för alla myndighetskrav.
[170] NBB sid. 9:6f.
[171] Lagen om åtgärder för att förebygga och begränsa följderna av allvarliga kemikalieolyckor, i sin tur grundad på EU:s s.k. Sevesodirektiv (direktiv 96/82/EG om åtgärder för att förebygga och begränsa följderna av allvarliga olyckshändelser där farliga ämnen ingår).
[172] Vilka dessa ämnen och mängder är som gör att en verksamhet omfattas av den särskilda lagen, anges i förordning (1999:382) om åtgärder för att förebygga och begränsa följderna av allvarliga kemikalieolyckor.

niska drift. Om flera verksamheter med en gemensam ägare är samlokaliserade, skall dessa anses som en enda verksamhet och den gemensamma ägaren som verksamhetsutövare."

Definitionen av verksamhetsutövare omfattar således tre olika adressater. För det första, den som driver eller innehar en verksamhet eller en anläggning. För det andra, den som annars har rätt att fatta avgörande ekonomiska beslut. Vem denne andre är framgår inte närmare av förarbetena.[173] Och för det tredje, den gemensamma ägaren till flera verksamheter om dessa är samlokaliserade. Enligt förarbetena är detta tillägg tillkommet för att möta problemen med ansvarsflykt genom uppdelning av en verksamhet i flera, exempelvis genom bolagisering. Därmed ska även koncerner omfattas av verksamhetsbegreppet, men bara i de fall som verksamheten bedrivs på en plats. I sådana fall ska koncernledningen räknas som verksamhetsutövare.[174]

Till detta kommer också andra bestämmelser i balken som kan motverka ansvarsflykt genom bolagsbildning. Regeln om solidariskt ansvar i 10 kap. 6 § (se nedan) gör det möjligt att rikta kraven mot såväl den nuvarande, som tidigare verksamhetsutövare. Det är exempelvis inte möjligt för ett moderbolag att undgå ansvar genom att i efterhand bolagisera vissa delar av verksamheten, eller överlåta den på ett annat bolag som saknar ekonomiska förutsättningar att stå för efterbehandlingskostnaderna. I den situationen kan ju kraven riktas både emot moderbolaget, och det övertagande (dotter)-bolaget.[175]

2.2.3.3 Ansvarsgenombrott

Diskussionen om vem som är verksamhetsutövare, bör skiljas från frågan om *ansvarsgenombrott*. Som framgått av redogörelsen ovan, ger KN:s praxis och Sevesolagen stöd för att det är möjligt att redan genom bestämningen av vem som är *verksamhetsutövare* rikta kraven enligt 10 kap. MB mot bakomliggande intressenter i vissa situationer. Förutsättningen för detta är dock att dessa aktörer eller intressenter har anknytning till den fastighet där verksamheten bedrivs, eller annars kan anses kontrollera verksamheten så att de ska betraktas som verksamhetsutövare i miljöbalkens mening. I situationer där

[173] SOU 1998:13 och prop. 1998/99:64, båda med titeln "Säkrare kemikaliehantering". Här bör nämnas att Miljödomstolen i Stockholm i dom 1999-06-11 (mål nr. M 115-99) ansåg att Sevesolagen var vägledande i ett tillståndsärende om Studsviks smältanläggning i Nyköpings kommun. Anläggningen drivs av ett bolag, SRWAB, som är ett helägt dotterbolag till det företag som äger fastigheten (SHAB). Moderbolaget innehar även samtliga tillstånd enligt atomenergilagen. Detta var enligt Miljödomstolens uppfattning tillräckligt för att moderbolaget skulle anses som verksamhetsutövare och därför inneha tillståndet enligt miljöskyddslagen.

[174] A. prop., sid. 37.

[175] Jag återkommer till diskussionen om miljöbalken och verksamhetsutövarbegreppet i avsnitt 9.2.6.

dessa aktörer/intressenter inte kan anses vara verksamhetsutövare i denna mening, är det normalt heller inte möjligt att övervältra ansvaret på dem. Ett sådant exempel kan vara att verksamheten från början till slut har bedrivits i ett självständigt bolags regi, och där det bolaget heller inte efter verksamhetens avslutande fusionerats med något annat bolag. I vissa av dessa situationer kan det – trots att det redan finns en (juridisk eller fysisk) person som kan betraktas som verksamhetsutövare – bli fråga om att kanalisera ansvaret till en bakomliggande intressent. I sådana situationer talar vi om *”ansvarsgenombrott”*. Detta är något annat än bestämningen av det offentligrättsliga verksamhetsutövarbegreppet på så vis att det syftar till att kanalisera ansvaret till någon som verkligen är en *bakomliggande intressent*. De båda begreppen är dock avhängiga av varandra; en vid definition av verksamhetsutövaren, minskar behovet av en genombrottregel och vice versa. Att de två begreppen också kan vara svåra att skilja åt, kan illustreras med lagstiftningsärendet kring regeln i 10 kap. 2 § MB.

För att tydliggöra att bestämningen av verksamhetsbegreppet skulle ske utifrån en helhetssyn, föreslog Miljöbalksutredningen att som verksamhetsutövare och efterbehandlingsansvarig skulle även den räknas som ”utövar eller har utövat ett personligt eller ekonomiskt väsentligt inflytande över den verksamhet som kan ha orsakat föroreningen,…”.[176] Denna skrivning, som närmast var avsedd som en utökad definition av verksamhetsutövarbegreppet, förändrades emellertid i departementsbehandlingen till att bli en regel om ansvarsgenombrott. I lagrådsremissen föreslogs nämligen följande andra stycke i 10 kap. 2 §:

> ”Den som utövar eller har utövat ett bestämmande inflytande över en verksamhetsutövare som avses i första stycket och som därvid i avsevärd grad har medverkat till föroreningen har uppkommit ansvarar såsom verksamhetsutövare.”

Förslaget gillades emellertid inte av Lagrådet som menade att frågor om ansvarsgenombrott borde behandlas i ett större och aktiebolagsrättsligt sammanhang, lämpligen av den sittande Aktiebolagskommittén. Förslaget drogs tillbaka, även om regeringen framhärdade i det motiverade i en sådan regel.[177] Därefter överlämnades frågan till nämnda utredning, som i januari i år presenterade sitt förslag i denna del.[178] I förslaget konstaterar kommittén inledningsvis att övervägande skäl talar emot att införa en allmängiltig regel om ansvarsgenombrott i aktiebolagslagen. Däremot kan det vara motiverat

[176] 30 kap. 2 § i förslaget till miljöbalk (SOU 1996:103).
[177] MB-prop. del 3, sid. 171. Lagrådets yttrande i del 2, sid. 474 (bilaga 1) och det slutliga lagförslaget i del 1, sid. 359f.
[178] SOU 2001:1 Ny aktiebolagslag, avsnitt 8.

med en sådan i speciallagstiftning, t.ex. miljöbalken.[179] Kommittén återgår därför till förslaget i lagrådsremissen om ett andra stycke i 10 kap. 2 §, om än i en något annan skepnad:

> ”Om verksamhetsutövaren inte förmår att uppfylla sina förpliktelser enligt detta kapitel ansvarar i skälig omfattning den, som genom att utöva ett bestämmande inflytande över verksamheten, i avsevärd grad medverkat till denna oförmåga.”

Den övergripande motivet för en sådan regel om ansvarsgenombrott är enligt förslaget att:[180]

> ”det i 2 § införs ett andra stycke som utsträcker det ansvar för återställningsåtgärder m.m. som enligt första stycket åvilar verksamhetsutövaren till en krets av fysiska och juridiska personer som stått eller står verksamhetsutövaren nära och som har påverkat hans möjligheter att sörja för de återställningsåtgärder som miljöbalken föreskriver.”

Möjligheten att på detta viset söka en bakomliggande aktör kan dock utnyttjas endast under bestämda förutsättningar. För det första ska verksamhetsutövaren vara på obestånd eller sakna medel att stå för de förpliktelser som följer av 10 kap. MB. Om detta inte är uppenbart, får miljömyndigheten visa att så är fallet.[181] För det andra ska den bakomliggande aktören haft ett bestämmande inflytande över verksamhetsutövaren. I vissa fall är detta i det närmaste självklart, t.e.x. när det är fråga om en ensam ägare och tillika styrelseledamot i ett aktiebolag eller ett helägt dotterbolag i en koncern.[182] I andra situationer kan det vara svårare för miljömyndigheten att visa på ett sådant förhållande. Det räcker emellertid inte att någon har ett bestämmande inflytande. En ytterligare förutsättning är att detta inflytande har utnyttjats på ett sätt så att verksamhetsutövarens oförmåga att fullgöra sina förpliktelser har uppstått. Det måste alltså finnas ett samband mellan dräneringen av företagets resurser och denna oförmåga. Det är dock inte så att oförmågan i sin helhet måste vara orsakad av dessa dispositioner, det räcker att de i avsevärd grad har medverkat till detta.[183] Det kan exempelvis ske genom koncernbidrag, internprissättning och dylika dispositioner. En skälighetsavvägning ska slutligen göras. Så är det enligt utredningens mening skäligt att ett moderbolag får stå för ett verksamhetsbedrivande dotterbolags miljöskulder efter likvidationen av det senare. Det ska vara fråga om en helhetsbedömning, där exempelvis det faktum att vin-

[179] Underlagsstudie till denna del av utredningen var Darpö 1996b.
[180] SOU 2001:1 sid. 291.
[181] A.a. sid. 424.
[182] A.a. sid. 424.
[183] A.a. sid. 291f.

sterna av en miljöstörande verksamhet har kommit den medansvarige tillgodo, kan medföra ansvar.

2.2.3.4 Omfattningen av ansvaret

Efter modell från ML, är bedömningen av ansvaret enligt 10 kap. MB uppbyggd i två steg; först avgörs frågan om den *rätte adressaten*, därefter görs en bedömning av *omfattningen av ansvaret* efter en skälighetsavvägning.[184] Som redan framgår av texten i 2 kap. 8 §[185] ska denna avvägning ska göras i enlighet med 10 kap. 4 §, som har följande lydelse:

> ”Efterbehandlingsansvaret innebär att den ansvarige i skälig omfattning skall utföra eller bekosta de efterbehandlingsåtgärder som på grund av föroreningar behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. När ansvarets omfattning skall bestämmas skall det beaktas hur lång tid som har förflutit sedan föroreningarna ägt rum, vilken skyldighet den ansvarige hade att förhindra framtida skadeverkningar och omständigheterna i övrigt. Om en verksamhetsutövare visar att han bidragit till föroreningen endast i begränsad mån, skall även detta beaktas vid bedömningen av ansvarets omfattning.
> Preskriptionslagen (1981:130) är inte tillämplig på efterbehandingsansvar.”

Bedömningen i 2 kap. 8 § och 10 kap. 4 § skiljer sig från 2 kap. 7 § på så vis att det här är fråga om ”skälighetsavvägning”, i den senare paragrafen om en ”orimlighetsbedömning”.[186] Skillnaden mellan uttryckssätten kan sägas vara ett sätt att markera de speciella förhållanden som gäller vid bedömningen av ett reparativt ansvar, bl.a. med avseende på de enskilda faktorer som ska beaktas.[187] Dessa är enligt lagtexten att miljövårdsåtgärderna ska vara nödvändiga och kostnadseffektiva, samt att ansvarets omfattning är beroende av tidsaspekten och förorenarens följsamheten med dåtidens krav, hans andel i föroreningarna och omständigheter i övrigt. Lagrådet påpekade i lagstiftningsärendet att även sådana faktorer som ingår i bedömningen enligt 2 kap. 7 §, bör kunna inverka på avvägningen enligt 10 kap. 4 §.[188] Detta verkar enligt min mening klokt och riktigt, men detsamma bör kunna sägas om samtliga hänsynsregler i 2 kap. Vid valet av miljövårdsteknik för att åtgärda ett förorenat område bör det följaktligen vara möjligt att ställa krav på kunskap i enlighet med 2 §, bästa tillgängliga teknik enligt 3 § och produktval

[184] Se exempelvis KN:s sista beslut om Hörnefors (KN 60/90), Darpö i MRT 1996:2, sid. 172ff.
[185] Se avsnitt 2.1.3.2.
[186] När det gäller tillämpningen av 2 kap. 8 § – som ju gäller för alla slags skador – bör bestämmelserna tolkas så att skälighetsavvägning sker utifrån de faktorer som anges i 10 kap. 4 §, även när det inte är fråga om förorenade områden (se MB-prop. del 2, sid. 25 och 121).
[187] NBB sid. 10:15.
[188] MB-prop. del 2, sid. 460.

enligt 6 § o.s.v. Eftersom ambitionsnivån med miljövårdsåtgärderna är en viktig utgångspunkt för skälighetsavvägningen enligt 10 kap. 4 § och denna påverkas av de allmänna hänsynsreglerna, är det kanske riktigast att säga att bedömningarna enligt 2 kap. 7 § och 10 kap. 4 § lånar drag av varandra.[189]

Jag uppfattar att skälighetsavvägningen enligt 10 kap. 4 § har två sidor; en som är relaterad till den förorenade miljön, och en annan som mer gäller de bakomliggande omständigheterna som ledde till skadorna. Den första avser det miljömässigt motiverade i åtgärderna. Denna kan bedömas utifrån faktorer som föroreningarnas typ, grad och farlighet, förutsättningarna för spridning, omgivningens känslighet och liknande. Utgångspunkten är att området efter utförda åtgärder inte ska utgöra någon risk för människor eller miljö vid pågående eller tänkbar, framtida markanvändning. Dessa faktorer ska sedan vägas mot kostnaden för miljövårdsåtgärderna. Kostnadsaspekten kan innebära att mindre ambitiösa åtgärder får väljas om priset för att uppnå detta mål blir alltför högt. Som redan har nämnts i det inledande kapitlet, rymmer ju uttrycket ”efterbehandling” alla slags åtgärder; ett fullständigt återställande av området till dess ursprungliga skick, olika slags behandling av de förorenade massorna, tillfälliga eller permanenta skyddsåtgärder i eller i närheten av det förorenade området, isolering av föroreningarna, övervakning av området o.s.v. Som framgår nedan, kan de åtgärder som krävs även avse undersökning.

Först när denna bedömning av det miljömässigt motiverade i åtgärderna har gjorts, bör en avvägning göras mot de faktorer som har med förorenaren och utsläppet att göra. Här blir det alltså fråga om att fastställa verksamhetsutövarens andel i ansvaret utifrån olika faktorer i det enskilda fallet. Den första av dessa är tidsaspekten. Den har betydelse på så vis att ju längre tid som förflutit sedan den skadegörande handlingen, ju mindre ansvar.[190] Enligt min uppfattning är det dock knappast förenligt med PPP att minska ansvaret för sådan förorening som skett en tid efter miljöskyddslagens ikraftträdande. Har en förorening skett i mitten av 1970-talet bör det normalt kunna ställas krav på verksamhetsutövaren att han ska stå för undersökningen och efterbehandlingen av området. Något annat skulle innebära en icke önskvärd subventionering av de företag som förorenat i modern tid.

Den andra faktorn gäller om verksamhetsutövaren varit följsam med dåtidens krav på god miljövård. I denna del är följsamhet med eventuella villkor i tillstånd viktiga i sammanhanget.[191] Bedömningen kan enligt min mening emellertid inte inskränka sig till detta. Den bör även avse verksamhetsutövarens allmänna aktsamhet, bedömd utifrån vad som kunde krävas av ett sådant företag i enlighet med dåtidens kunskaper, branschpraxis och

[189] Se även NBB 10:15 och Nilsson i Legal aspects of soil pollution, sid. 389.
[190] MB-prop. del 1, sid. 605m.
[191] MB-prop. del 1, sid. 360.

forskningsresurser och ekonomi. Här bör man också observera att denna aktsamhetsbedömning strider emot PPP, som ju förutsätter internalisering av miljövårdskostnader i priset för en vara oavsett verksamhetsutövarens subjektivt ansvar. Det kan också återigen vara värt att notera att ett krav på att avhjälpa olägenheter efter industriella verksamheter har funnits i miljölagstiftningen sedan 1942. Dessutom har tillstånd inom detta område varit förenade med reservationen att villkoren kan omprövas om det uppstår någon olägenhet som inte kunde förutses vid tillståndsgivningen. Det råder alltså ingen tvekan om att nya, reparativa, krav har kunnat ställas på verksamheter med sådana tillstånd alltsedan 1942, åtminstone så länge som själva verksamheten har pågått. Att ett företag har följt villkor i tillstånd kan därför enligt min mening inte sägas automatiskt innebära att det går fri från ansvar.[192]

Den tredje faktorn som omnämns i lagtexten är att verksamhetsutövaren endast i ”begränsad mån” har bidragit till föroreningarna. Ett sådant fall kan vara att han endast stått för en mindre del av föroreningen av ett område som i huvudsak är påverkat av andra utsläpp än hans. Det kan t.ex. röra sig om ett sediment i en sjö som har kontaminerats av kvicksilver från flera verksamheter. Det kan då finnas anledning att slå av något på kraven. Som jag har uppfattat rättsläget, bör skrivningen om ”begränsad mån” också kunna användas som en möjlighet att helt frita dem från ansvar som bidragit med en försumbar del av föroreningarna. På så vis kan tillsynsmyndigheten avföra ”bagateller” från ansvarsbedömningarna. När det sedan gäller ”omständigheter i övrigt” bör en viss hänsyn kunna tas till adressatens person och ekonomi. Rent allmänt bör det vara möjligt att slå av på kraven om de skulle leda till orimliga konsekvenser för enskilda. Ett annat tillvägagångssätt, som bl.a. användes vid introduktionen av miljöskyddslagen, är att slå ut kraven i tiden.[193]

Enligt den modell som jag förespråkar, bör en sammanvägning av alla faktorer enligt 10 kap. 4 § slutligen göras. De miljömässigt och ekonomiskt motiverade åtgärderna bör vara skäliga i förhållande till de bakomliggande omständigheterna som ledde till föroreningen och till den enskilde adressaten för kraven. Så kan det faktum att det har gått lång tid sedan den skadegörande handlingen uppvägas av att föroreningarna utgör en stor miljöfara eller att de påverkas av verksamhetsutövarens nuvarande aktiviteter. Utfallet av skälighetsavvägningen kan också bli beroende av vad slags åtgärder som krävs. Mindre ingripande sådana som går att utföra till lägre kostnader, bör ha lättare att passera än omfattande och kostbara åtgärder. Så kan det i vissa situationer vara skäligt att ställa krav på undersökningar av ett

[192] Se även Bengtsson: Speciell fastighetsrätt 1999, sid. 199.
[193] Se Darpö 1994, sid. 35 och 144f, även Westerlund i MRT 1999:2-3, sid. 434ff.

förorenat område, men inte full efterbehandling. Enligt min uppfattning kan så ofta vara fallet när föroreningarna skett för länge sedan. Skyldigheten att utreda de nutida konsekvenserna för människa och miljö av ett utsläpp är till sin karaktär mer allmängiltig och oberoende tidens gång.[194]

Skälighetsavvägningen enligt 10 kap. 4 § kan resultera i att adressaten för kraven får stå för samtliga dessa åtgärder, en del av dem eller att han går helt fri. Den bakomliggande tanken från lagstiftarens sida är att de åtgärder som inte kan krävas av den ansvariga faller på samhället, eller på den s.k. saneringsförsäkringen i vissa fall.[195]

2.2.3.5 Fördelningen mellan flera förorenare

När ett område förorenats av flera, svarar dessa enligt 10 kap. 6 § solidariskt.[196] Betydelsen av detta är att var och en som bidragit till föroreningarna kan åläggas att stå för hela den efterbehandling som bedöms vara skälig enligt 10 kap. 4 §. Enligt min mening bör dock reglerna förstås som så, att det solidariska ansvaret inte kan gå utöver den totala ram som uppstår genom att man sammanräknar de olika adressaternas delar.[197] Tanken är att det inte ska vara möjligt att få ut mer pengar av de ansvariga genom att tillsynsmyndigheten varierar antalet adressater. Tekniken för hur ramen för det solidariska ansvaret bör fastställas bör kunna beskrivas som följande: Först fastställs omfattningen av A:s ansvar genom en skälighetsavvägning enligt 10 kap. 4 §. Den kanske slutar med att det anses skäligt att han får stå för 40 % av kostnaden för de miljömässigt motiverade åtgärderna. Motsvarande bedömning ger att B och C ska stå för vardera 20 % av kostnaderna. Den totala ramen för det solidariska ansvaret blir då 80 % av kostnaden för den undersökning och efterbehandling som anses motiverad i det förorenade området. Var och en av A, B och C kan då med stöd av förevarande bestämmelse åläggas att stå för dessa 80 %, men inte mer.

Det finns dock ett undantag från regeln med solidariskt ansvar; den vars bidrag till föroreningen är så ”obetydlig att det inte ensamt motiverar efterbehandling” kan inte åläggas att stå för de andras ansvar. Hans del

---

[194] Se vidare avsnitt 11.5.2.2.

[195] MB-prop. del 2, sid. 121.

[196] Observera att här är det fråga om flera separata verksamhetsutövare som var och en har förorenat ett område. Denna situation skiljer sig från den som beskrevs ovan i avsnitt 2.2.3.2 som handlade om *vem* av flera aktörer/intressenter som kunde betraktas som verksamhetsutövar*en*.

[197] MB-prop. del 2, sid. 122. Denna min förståelse av reglerna är inte okontroversiell. B. Nilsson har förespråkat en annan och skadeståndsrättslig tolkning i SvJT 1999 s. 1001, varpå jag svarade i SvJT 2000 s. 481. Bjällås belyser de olika tolkningarna i NBB 10:19f. Jag har valt att inte fortsätta debatten här då det skulle föra ned avhandlingen på en detaljnivå som inte överensstämmer med studien i övrigt. Däremot redogör jag för huvuddragen i den skadeståndsrättsligt inspirerade tolkningen i avsnitt 8.3.4.

inskränker sig enbart till den kostnad som motsvarar hans bidrag.[198] Om alltså D kan visa att han endast har stått för exempelvis 10 % av föroreningarna i ett område, kan han inte åläggas att stå för de andras andelar. Förutsättningen för detta är dock hans utsläpp tagna för sig, vare sig med hänsyn till sin omfattning eller med hänsyn till föroreningarnas farlighet, inte skulle göra det motiverat med någon efterbehandling av området. Enligt min uppfattning rör det sig alltså om en annan gräns än den som anges i 10 kap. 4 § (”begränsad mån”). I det senare fallet är det fråga om en faktor i skälighetsavvägningen som gör att man kan slå av på kraven mot en verksamhetsutövare, eller att han går helt fri. Denna bedömning är fristående från den som görs enligt 10 kap. 6 §. Konsekvensen av den bagatellgräns som anges i denna senare paragraf är visserligen att adressaten D slipper att stå för A:s, B:s och C:s andelar, men han får stå för sin egen andel av ansvaret (10 %).

Bestämmelsen om solidariskt ansvar i 10 kap. 6 § är en förenklingsregel som gör det möjligt för tillsynsmyndigheten att vända sig till vem som helst av dem som bidragit till föroreningarna, under förutsättning att de har bidragit med mer än en obetydlig del av föroreningarna. I förarbetena till miljöbalken gavs dock vissa hållpunkter för när förenklingsregeln bör tillämpas, eller när kraven istället ska kanaliseras till en viss verksamhetsutövare. Här uttalades att om verksamheten fortfarande bedrivs, bör kraven normalt ställas på den nuvarande verksamhetsutövaren. Detta gäller särskilt i de situationer då verksamheten har tillstånd, eftersom efterbehandlingen kan göra att villkoren för detta behöver omprövas. Om den nuvarande verksamhetsutövaren inte kan eller klarar av att möta kraven, kan dessa istället ställas till en tidigare utövare. I förarbetena betonas dock att tillsynsmyndigheten är oförhindrad att fritt välja mellan olika verksamhetsutövare. Detta fria val gäller särskilt om verksamheten inte längre bedrivs aktivt.[199]

Enligt 10 kap. 6 § sista st. MB är den som i enlighet med reglerna om solidariskt ansvar får stå för andras delar, hänvisad till att söka kostnadstäckning från de övriga genom att väcka särskild talan vid miljödomstol.[200] Vid bedömningen av ansvaret verksamhetsutövare emellan, ska fördelningen göras utifrån vad som är skäligt. Enligt miljöbalkens förarbeten är här den viktigaste faktorn vars och ens bidrag till föroreningarna ifråga.[201]

[198] MB-prop. del 2, sid. 122.
[199] MB-prop. del 1, sid. 360f.
[200] 20 kap. 2 § 1 st 7 p. MB.
[201] MB-prop. del 2, sid. 122.

2.2.4 Markägarens ansvar i ”förvaringsfall”

2.2.4.1 Inledning

Adressat enligt 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 § är som sagt ”alla som bedriver eller har bedrivit en verksamhet” respektive ”verksamhetsutövaren”. Som nämnts ovan,[202] är det svårt att förstå verksamhetsbegreppet på annat sätt än att det inbegriper samtliga de företeelser som anses vara ”miljöfarlig verksamhet” enligt 9 kap. 1 §. Denna definition överensstämmer i allt väsentligt med den som gavs i miljöskyddslagen. Till detta kommer att uttrycket enligt förarbetena till balken ska förstås i den mening som det har fått genom praxis under den förra lagen.[203] Detta innebär att Koncessionsnämndens praxis i s.k. förvaringsfall har fortsatt bärighet.

> I Praxis under miljöskyddslagen
>
> I en stabil praxis sedan tidigt 1970-tal arbetade KN med en vid definition av miljöfarlig verksamhet. Utgående från lagtextens uttryck ”användning av mark”[204] kom man därvid att betrakta vissa former av markanvändning som *miljöfarlig verksamhet i sig*, även när den aktiva eller kommersiella verksamheten är avslutad. Typiska exempel på sådana *”förvaringsfall”* har varit avslutade avfallsdeponier och gruvhögar samt olika former av kemikalieförvaring i tankar, cisterner och brunnar och liknande. Gemensamt för dessa situationer var att det rörde sig om att *på en bestämd fastighet förvara ämnen som kan leda till föroreningar av mark och vatten eller omgivningsstörningar.*[205] I dessa fall ansåg KN att ML var tillämplig så länge som det fanns en risk att föroreningarna skulle sprida sig från upplaget, tunnorna o.s.v. Preventiva krav på försiktighetsåtgärder inför framtiden kunde därför ställas mot den som hade rådighet över avfallet.[206]
>
> Däremot ville inte KN godta en generell uppdelning av miljöfarliga verksamheter i en aktiv och en passiv fas. En sådan teori lanserades av Staffan Westerlund[207] vid en tidpunkt då det var omdiskuterat om 5 § ML kunde tillämpas på gamla skador som orsakats av miljöfarlig verksamhet. Genom denna teori sökte man vidga markanvändningsbegreppet så att ansvar skulle

[202] Avsnitt 2.2.3.1.
[203] Se MB-prop. del 1, sid. 327.
[204] Se avsnitt 2.1.3.3 för lagtexten i 9 kap. 1 §.
[205] Termen ”förvaringsfall” och definitionen gavs i Darpö 1994, sid. 137 (avsnitt 3.1.2).
[206] Denna slutsats drogs redan i Bjällås & Rahmn 1991 även om de inte använde sig av uttrycket ”förvaringsfall”.
[207] Se Westerlund 1982. Även odaterat (1984?) SNV/PM av samma författare: Rättsliga aspekter på sanering av vattenrecipienter.

kunna utkrävas av ägarna till förorenade områden oavsett hur skadorna uppträdde. Detta godtogs emellertid inte av KN som istället gjorde en uppdelning mellan förvaringsfallen och andra former av miljöskulder. Så ansågs exempelvis kontaminerad mark eller fibersediment inte utgöra miljöfarlig verksamhet i sig, utan snarast *gamla miljöskador* orsakade av en tidigare verksamhet.[208] I dessa s.k. *skadefall* ansågs, till skillnad från förvaringsfallen, inte den miljöfarliga verksamheten pågå längre än den kommersiella driften som orsakat utsläppen. Detta fick givetvis betydelse för ansvarsfrågan.

Enligt miljöskyddslagen skulle kraven i första hand riktas emot den som faktiskt hade genererat avfallet eller orsakat skadorna genom sin aktiva verksamhet, alltså själve ”förorenaren”. Om denne inte längre fanns tillgänglig fick emellertid uppdelningen mellan ”förvaringsfall” och ”skadefall” avgörande betydelse för den som ägde marken där föroreningarna var belägna. I förvaringsfallen blev nämligen markägaren betraktad som subsidiärt ansvarig efter förorenaren, eftersom han nu ansågs bedriva verksamheten, om än i passiv bemärkelse.[209] Detta gjorde att markägaren blev adressat för de miljökrav som ansågs motiverade med hänsyn till den framtida miljöfaran med förvaringen. Vid bedömningen av omfattningen av detta *preventiva ansvar* gjordes emellertid en skälighetsavvägning, där hänsyn togs, förutom det miljömässigt motiverade i försiktighetsåtgärderna och kostnaden för dessa, även till individuella faktorer på markägaren sida. Praxis i förvaringsfallen skilde sig från den i skadefallen; i de senare kunde markägaren över huvud taget inte vara adressat för kraven eftersom han inte ansågs utöva någon miljöfarlig verksamhet enligt 1 § ML.

Denna rättspraxis i Koncessionsnämnden var som sagt stabil. Den påbörjades i början av 1970-talet,[210] utvecklades genom besluten om Garpenberg[211] och Hörnefors,[212] för att preciseras

[208] Naturvårdsverkets talan i Hörnefors-ärendet (KN 34/87) utgick från att fiberbankarna skulle betraktas som en självständig, passiv form av verksamhet. Detta godtogs emellertid inte av KN som uttalade (beslutet, sid 17 f.): ”Att fiberbankarna som uppstått genom avloppsutsläppen från denna tidpunkt *(1982, min anm.)* efter att ha varit en följd av en tillåten verksamhet plötsligt skulle övergå till att bli en självständig, av Ncb bedriven miljöfarlig verksamhet, för vilken tillstånd icke lämnats – såsom förutsetts för en talan enligt 41 § miljöskyddslagen – finner koncessionsnämnden inte hållbart.”.

[209] Se Bjällås & Rahmn 1996, sid. 206.

[210] Se KN 12/74, KN 25/72, KN 7/76 och KN 162/81, samtliga återgivna i Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.1.1.

[211] KN 263/84, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.2.1.

genom ett antal beslut under 1990-talet.[213] De beslut som meddelades av nämnden på 1990-talet innebar också en skärpning av synen på markägarens ansvar i förvaringsfall, bland annat i avseende på avfall som genererats för mycket länge sedan.[214] Detta stränga markägaransvar kan illustreras med beslutet om makarna B (KN B 249/94).

II Makarna B och oljan i urinbrunnen

Makarna B köpte en jordbruksfastighet av ett konkursbo. På fastigheten hade bedrivits bilverkstad de senaste fem-sex åren. En kort tid efter köpet upptäckte makarna att urinbrunnen på ladugårdsplanen var fylld med spillolja, 25-30 m^3. Vid kontakt med ägaren till det verkstadsföretag som senast var på platsen förnekade han all kännedom om oljan och menade att det måste ha tippats där av föregående företag. Därefter förelade Miljö- och hälsoskyddsnämnden i kommunen makarna B att frakta bort oljan till en godkänd destruktionsanläggning. Föreläggandet överklagades till länsstyrelsen som emellertid fastställde beslutet i den delen. Makarna B överklagade då vidare till KN och menade att den som var ansvarig för tippningen också skulle bekosta saneringen. Själva hade de inte något personligt ansvar för föroreningen och hade ingen ekonomisk möjlighet att stå för bortfraktandet. De menade också att oljan inte utgjorde fast egendom och därför inte ingick i köpet av fastigheten. KN började med att konstatera att makarna B var utövare av miljöfarlig verksamhet enligt 1 § 1 st. 2 p. ML p.g.a. att förvaringen av olja på sikt kan leda till förorening av mark eller vatten. Nämnden fortsatte:[215]

> ”Med hänsyn till föroreningsrisken bör skyddsåtgärder mot denna vidtas. De av miljö- och hälsoskyddsnämnden och länsstyrelsen föreskrivna åtgärderna synes vara såväl tekniskt och miljömässigt motiverade som ekonomiskt rimliga för att förebygga framtida skador. Klagandena har visserligen inte deltagit i den verksamhet i vilken oljeavfallet har uppstått. De borde dock med vetskap om fastighetens tidigare användning och skick och med iakttagande av den undersökningsplikt som åvilat dem enligt jordabalken rimligen ha upptäckt oljan i urinbrunnen i samband med köpet av fastigheten. Som tidigare anförts utövar klagandena miljöfarlig verksamhet genom själva

[212] ”Hörneforsbeslutet” var inte ett, utan flera; KN 125/84, KN 34/87, regeringens beslut (MED 1988-03-24:4), KN 60/90 och KN 141/91, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.2.2.
[213] Se exempelvis KN B 31/91 (makarna K), se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.4.
[214] Se nedan om beslutet om Tippen, avsnitt 2.2.5.3.
[215] KN B 24/97, beslutet sid. 4.

förvaringen av oljan. Koncessionsnämnden finner därför att nu ifrågavarande förelägganden enligt miljöskyddslagen, som avser skyddsåtgärder för att förebygga framtida skador, skäligen kan riktas mot dem.”.

Denna KN:s praxis i förvaringsfall godtogs också av Regeringsrätten efter rättsprövning.[216] Detta upprepades också i ett senare beslut av Regeringsrätten, där domstolen f.ö. uttryckligen använde sig av beteckningen ”förvaringsfall”.[217]

III Ansvaret i konkurs

Den rättspraxis som KN utvecklade i förvaringsfall, fick också betydelse för miljöansvaret vid konkurs. Även i denna fråga har praxis varit stabil alltsedan början av 1980-talet och nämnden har ansett att konkursboet är rätt adressat för kraven på att omhänderta efterlämnat avfall i form av kärl med kemikalier och liknande.[218] Eftersom själva förvaringen har ansetts utgöra miljöfarlig verksamhet har det i praxis saknat betydelse om boet har fortsatt bolagets kommersiella verksamheten eller inte. Det har inte heller inverkat på bedömningen att konkursboet haft tillräckliga medel för att bekosta en sanering. Däremot måste boet ha haft rådighet över avfallet. I ett beslut (KN B 159/93) har nämnden även ansett att ett konkursbo hade ansvar för att

[216] Rättsprövningen gällde det ovan nämnda beslutet om makarna B (RÅ 1997 ref. 12:I). Avgörandet fattades med röstetalen 2-1. Det kan vara värt att notera att den skiljaktige ledamoten inte tvekade att inom ramen för ett rättsprövningsmål underkänna 25 års förvaltningsrättslig praxis som utgått från lagtextens ordalydelse. Han menade istället att miljöskyddslagen bygger på en princip om att ansvaret endast kan avkrävas den som direkt utövar eller har utövat miljöfarlig verksamhet. Han refererade vidare till förarbetena till miljöskadelagen och uttalade som sin mening (RÅ 1997 ref. 12:I, på sid. 79): ”Till skillnad mot vad som gäller enligt hälsoskyddslagen kan sålunda ett föreläggande enligt miljöskyddslagen inte utfärdas mot någon enbart på den grunden att han är ägare av berörd fastighet”.

[217] RÅ 1998 ref. 26, på sid. 148. I detta avgörande försökte Regeringsrätten att göra en viss avgränsning av förvaringsfallen. Det är enligt min uppfattning emellertid tveksamt om domstolen riktigt lyckades i sitt uppsåt; i målet var det fråga om ett föreläggande om att undersöka innehållet i en kasun, som hade använts för oljeförvaring. Regeringsrättens majoritet (tre domare) ansåg emellertid att markägaren inte kunde betraktas som verksamhetsutövare i ML:s mening. Med hänvisning till beslutet om makarna B, ansåg de visserligen att en markägare kunde vara en sådan utövare i förvaringsfall. Förutsättningen för detta var emellertid att det var klarlagt att det var fråga om förvaring av någon substans som kunde utgöra en fara för miljön. Eftersom undersökningsföreläggandet ju avsåg att klarlägga om det fanns någon olja i kasunen, kunde alltså markägaren inte anses vara adressat för detta krav. Minoriteten (två domare) var av motsatt uppfattning och motiverade detta med att markägaren ägde den anläggning som oljekasunen fanns i, att det rådde osäkerhet angående dess täthet och även tidigare utförd sanering samt att syftet med undersökningplikten i ML just var att klarlägga sådana förhållanden.

[218] För rättspraxis, se Darpö 1994, avsnitt 1.4.7 och Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.5.

slutföra de efterbehandlingsåtgärder som åvilade ett företag på grund av tillståndsvillkor enligt ML. I detta fall ansågs det ens inte nödvändigt att boet hade rådighet över den mark där åtgärderna skulle utföras. I skadefallen verkar dock KN mena att konkursboets mer tillfälliga rådighet över fastigheten gör att det inte kan jämställas med en fastighetsägare som har starka ekonomiska eller personliga band till förorenaren. I denna del har därför nämnden accepterat att konkursboets speciella immunitet mot konkursgäldenärens förpliktelser.[219]

2.2.4.2 Förvaringsfallen i miljöbalken

Markägarens ansvar i förvaringsfall enligt ML är idag överfört till miljöbalken, närmare bestämt 9 kap. 1 § samt 2 kap. 3 och 7 §§. Att detta också var lagstiftarens avsikt framgår på flera ställen i förarbetena där regeringen uttryckligen använder uttrycket ”förvaringsfall”.[220] Det bör dock observeras att markägarens ansvar enligt dessa bestämmelser är preventivt, d.v.s. det omfattar att utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att det förvarade avfallet skadar människor eller miljö. Markägaren är ansvarig så länge som han äger marken, och detta gäller oavsett när den aktiva verksamheten bedrevs och när han köpte marken. Orimliga effekter av detta stränga markägaransvar kan undvikas genom bedömningen enligt 2 kap. 7 §. Här kan man enligt min mening väga in faktorer som markägarens anknytning till den förorenande, aktiva, verksamheten, befattning med avfallet eller kemikalierna, hans övriga åtgärder i marken som kan påverka föroreningarnas spridning och kunskap vid förvärvet av fastigheten.

Jag uppfattar också rättsläget som så, att det faktum att markägaren i förvaringsfall fortsatt är utövare av miljöfarlig verksamhet bör även få konsekvenser i reparativt hänseende. Antag att det står tunnor med kemikalier på en fastighet. Dessa börjar så småningom att läcka och kontaminerar marken. Enligt ML var det klart att krav kunde ställas på markägaren att han bortskaffade tunnorna. Det bör även ha varit möjligt att kräva viss efterbehandling av marken i den mån detta kunde motiveras som försiktighetsmått

[219] Denna praxis har vållat debatt i den juridiska litteraturen, men bestått likväl. För hänvisning till bidrag till denna debatt, se Darpö i SvJT 2000 s. 481, på sid. 498ff och Möller i Insolvensrättsligt forum 28-29 januari 1999. (Iustus 1999, sid. 95-122), på sid. 95, not 1. Se även Abrahamsson, P: Konkurser, abandonering och herrelös egendom (Uppsala 1999).

[220] Se MB-prop. del 1, sid. 361 och del 2, sid. 107 och 118. Som en kommentar till denna fråga skriver Rubenson (Miljöbalken 1999, på sid. 70): ”Begreppet miljöfarlig verksamhet har också förtydligats i propositionen (del 2, s. 107) i det att de s.k. förvaringsfallen uttryckligen ska skall betraktas som användning av marken.”. Även Darpö i SvJT 2000 s. 481, på sid. 493ff och NBB sid. 9:4, 10:4-5 och 10:10-12. Även Nilsson i Legal aspects of soil pollution (Sverige), sid. 398f.

inför framtiden, t.ex. därför att föroreningarna utgjorde ett hot mot en vattentäkt. Denna möjlighet torde dock ha varit begränsad till de föroreningar som skett på grund av förvaringen av kemikalier under den tid som markägaren hade tunnorna stående på fastigheten.[221] En ytterligare och klar begränsning i ML låg dessutom i att kraven endast kunde riktas mot markägaren så länge som han ägde marken. Han kunde t.o.m. undgå ansvaret genom att sälja fastigheten efter det att ett föreläggande hade riktats emot honom.[222]

I det avseendet bör rättsläget ha skärpts med miljöbalken; om uttrycket ”verksamhet” i 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 § innefattar ”miljöfarlig verksamhet” – vilket jag menar är en konsekvens av lagstiftningen – betyder det att markägare i förvaringsfall nu ingår i den första ansvarskretsen enligt den senare paragrafen. Detta gäller givetvis endast under förutsättning att förvaringen givit upphov till förorening av mark, vatten, byggnad eller anläggning. Annars är ju över huvud taget inte ansvarsreglerna enligt 10 kap. tillämpliga.[223] Konsekvensen av detta är att markägaren, förutom det preventiva ansvaret enligt 9 kapitlet, *även har ett reparativt ansvar* för de föroreningar som förvaringen har orsakat under den tid som han hade avfallet i sin rådighet.[224] Jag menar också att denna konsekvens av lagstiftningen är rimlig. Om markägaren anses vara ansvarig för att själva förvaringen inte orsakar skada i miljön, bör han väl också få svara för den förorening som faktiskt uppkommit av denna förvaring? En viss ”tröskel” bör emellertid kunna åstadkommas genom skälighetsavvägningen, exempelvis genom att en viss tids passivitet anges som en förutsättning för detta ansvar.

Om nu markägaren i förvaringsfallen kan anses ingå i första ansvarskretsen, får detta praktisk betydelse i två avseenden: För det första kan kraven enligt 10 kap. 2 § riktas emot honom även efter det att han har överlåtit marken till annan (”bedriver eller har bedrivit en verksamhet”). För det andra omfattas denne markägare också av reglerna om solidariskt ansvar enligt 10 kap. 6 §. I denna del menar jag emellertid att bestämmelsen bör tillämpas med försiktighet. Även om det inte finns något formellt hinder mot en sådan solidaritet mellan markägaren och förorenaren bör den förre inte få stå för den senares ansvar. I enlighet med den inställning som utvecklades under

[221] Det finns inget uttryckligt KN-beslut med denna innebörd. Att det torde vara möjligt, framgår dock indirekt genom uttalanden i flera beslut, se t.ex. KN B 31/91 (Darpö i MRT 1996:2, sid. 180f.)

[222] KN B 221/91, se även regeringens beslut JoDep 1983-09-08;29 och 1984-09-13;17 (före 1989 överprövades förelägganden enligt ML av regeringen).

[223] De förvaringsfall som inte kan inbegripas i den beskrivning som ges i 10 kap. 1 § faller alltså utanför. Ett sådant exempel är då kemikalier förvaras i tunnor på ett för miljön olämpligt sätt, men innan någon förorening har orsakats. I dessa fall är tillsynsmyndigheten hänvisad till reglerna i 9 kap.

[224] Bjällås ansluter till denna beskrivning av en möjlig tolkning av reglerna, men menar att rättsläget är oklart (NBB sid. 10:10).

ML bör kraven normalt riktas mot förorenaren i den mån han är tillgänglig. Undantag kan kanske göras om föroreningarna har skett med markägarens goda minne eller när det annars finns ett starkt personligt eller ekonomiskt samband mellan markägaren och förorenaren.

En ytterligare sida av att markägare i förvaringsfall ingår i första ansvarskretsen är att hans ansvar i fortsättningen även är reparativt i enlighet med 2 kap. 8 §. Detta har emellertid mindre betydelse i praktiken; distinktionen mellan preventiva försiktighetsåtgärder inför framtiden och de reparativa åtgärder som är miljömässigt motiverade, är i dessa sammanhang liten. Orsaken till detta är att alla föroreningar sprider sig, förr eller senare och allt miljöskydd syftar till att undvika framtida skador.

Att ansvaret i förvaringsfall även har betydelse vid konkurser har framgått ovan. Även denna praxis från ML:s tid bör ha fortsatt giltighet.[225] Detta betyder att även i fortsättningen kan kraven på bortskaffande av det förvarade avfallet riktas mot konkursboet.[226]

2.2.5 Den första ansvarskretsen och kraven i tiden

2.2.5.1 Praxis under ML och Klippan-domen

Enligt 8 § lagen om införande av miljöbalken (MBP) ska reglerna i 2 kap. 8 § och 10 kap. 4 § MB tillämpas på verksamheter ”vars faktiska drift har pågått efter den 30 juni 1969, om verkningarna av verksamheten alltjämt pågår vid tiden för miljöbalkens ikraftträdande” – d.v.s. den 1 januari 1999 – ”och det föreligger behov av att avhjälpa skador eller olägenheter som har orsakats av verksamheten”. Denna bestämmelse tillkom som en lagstiftarens reaktion på Regeringsrättens avgörande i Klippan-målet i maj 1996.[227] Som en bakgrund till diskussionen i detta avsnitt, gör jag därför först en längre exkurs om miljöskyddslagen och tiden.

i) Avslutade verksamheter

I såväl 1942 års ÄVL, som i 1969 års ML, fanns en uttrycklig kravregel om att lagens adressater var skyldiga att ”avhjälpa olägenheter” efter verksamheten, d.v.s. att vidta reparativa åtgärder i förorenade miljöer. I det avseendet byggde ÄVL på att det inte gjorde någon skillnad om verksamheten fortfarande

[225] Se Darpö i SvJT 2000 s. 481, sid. 498ff. Bjällås drar samma slutsats, se NBB sid. 9:5 och 10:11.

[226] I 7 kap. 16 a § konkurslagen finns sedan den 1 januari 1999 en regel som underlättar för tillsynsmyndigheterna att agera tidigt i dessa fall. Här stadgas nämligen en skyldighet för förvaltaren att till myndigheten anmäla om konkursbolaget efterlämnat kemikalier eller farligt avfall samt om verksamheten givit upphov till mark- eller vattenföroreningar.

[227] RÅ 1996 ref 57.

pågick eller var avslutad, även om någon rättspraxis inte utvecklades i denna fråga.[228] När det gällde KN:s praxis under ML mellan åren 1969 och 1988, var denna oenhetlig när det gällde att ställa reparativa krav på verksamheter som var avslutade eller överlåtna.

Före regeringens beslut i Hörnefors-ärendet 1988 var utfallet i nämnden beroende av en rad faktorer; vad slags verksamhet det var fråga om, om den hade bedrivits med eller utan tillstånd och hur skadorna uppträdde. I vissa situationer var det sedan länge klart att reparativa krav kunde ställas på förorenaren, även i de fall verksamheten var nedlagd eller överlåten. I andra var det mer oklart. Det tydligaste exemplet på det förra var de s.k. förvaringsfallen,[229] där ju kraven kunde ställas på den ursprunglige verksamhetsutövaren så länge som det förvarade avfallet/kemikalierna representerade någon fara för miljön.

I vissa andra situationer var dock KN obenägen att ställa krav på verksamheten så att säga ”bakåt i tiden”. Så avvisade nämnden konsekvent krav på åtgärder för att reparera gamla skador o.dyl. i samband med *tillståndsprövningar*. Detta motiverades med att dessa prövningar endast syftade till att reglera framtida verksamhet. Endast när kraven hade en anknytning till den kommande verksamheten, accepterades att reparativa frågor togs in i prövningen. Exempel på detta var att verksamheten skulle beröra ett område som tidigare har förorenats, eller att det fanns ett behov av utökat recipientutrymme för utsläpp.[230] När det gällde *omprövningar av pågående verksamheter* var praxis gles och oenhetlig. I ett ärende avvisade nämnden krav på borttagande av fiberbankar m.m. (*KN 63/72, Emsfors bruk*)[231]. I ett annat och senare ärende gjorde emellertid KN ett uttalande som talar i motsatt riktning, även om det var fråga om ett förvaringsfall. Ärendet gällde tillstånd till anrikningsverk i Enåsen,

---

[228] Se den bedömning som gjordes av Miljöskyddsutredningen i dess slutbetänkande (SOU 1983:20 sid. 46 och 66ff, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 6.3.2), med hänvisning till tillsynsmyndighetens talerätt enligt 11 kap. 17 § 47 p. ÄVL.

[229] Se nedan, avsnitt 2.2.4.

[230] Detta är, enligt Westerlund, i analogi med att KN i vissa fall har krävt åtgärder med vattenföring i en älv för att höja recipientkapaciteten. Han hänvisar här till KN 19/71, 9/72 samt till Svärd-Rahmn sid 75 ff (Westerlund 1990 sid 36 och 154f). Se vidare Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.1.1 och 4.1.2. Regeringens beslut i Garpenbergs-ärendet (JoD 1985-12-19:47, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.2.1) gav också uttryck för denna inställning.

[231] I detta ärende *avvisar* som sagt nämnden de reparativa kraven. Detta avgörande är mycket svårt att förena med uttalandena i förarbetena till 1941 års lagstiftning, som ju otvetydigt pekar på att vattendomstolen kan föreskriva även reparativa åtgärder för de vattenförorenande verksamheterna.

Ljusdals kommun (*KN 162/81*). Villkoren för tillståndet innehöll de sedvanliga kraven på återställningsåtgärder och en plan för dessa. I motiveringen för dessa åtgärder uttalade KN:[232] ”Koncessionsnämnden vill i detta sammanhang påpeka att sanddeponeringen även efter det att brytningen upphört utgör en sådan miljöfarlig verksamhet på vilken bl.a. 23-26 och 40 §§ miljöskyddslagen är tillämpliga.”. Det bör även tilläggas att den allmänna inställningen – både före och efter 1988 – var att den reparativa skyldigheten enligt ML gällde även i de fall då krav har ställts mot en avslutad verksamhet med stöd av 40 § 1 st (s.k. ”fria verksamheter”, d.v.s. sådana som inte kräver tillstånd), eller 34 § (enskilda anspråk).[233]

I en situation var emellertid KN obenägen att ställa reparativa krav och det var då en *tillståndsgiven verksamhet som var avslutad/överlåten* hade orsakat föroreningar som inte kunde betecknas som ”förvaring” (”skadefall”). I detta sammanhang är Hörnefors-ärendet belysande för nämndens inställning. Här efterlyste KN uttryckligt lagstöd för att kunna ställa reparativa krav mot bolaget som hade avslutat sin pappersindustriella verksamhet på platsen. Nämnden uttalade emellertid, att en förutsättning för detta synsätt var att verksamheten bedrivits i enlighet med villkoren i tillståndet. I denna delen refererade man till regeringens beslut om B T Kemi och även Gästrike-Hammarby, som ju hade inneburit att reparativa krav kunde ställas på avslutade verksamheter där villkoren var överskridna.[234]

Dessa huvuddrag i rättspraxis medförde att det blev stor skillnad mellan ”förvaringsfall” och övriga fall. I de förra tvekade inte KN att ställa krav på försiktighetsåtgärder långt efter det att den aktiva/kommersiella verksamheten upphört. Sådana försiktighetsåtgärder var exempelvis mätningar vid avslutade avfallstippar, bortfraktande av miljöfarligt avfall o.s.v. I de senare fallen innebar KN:s beslut i Hörneforsärendet att kraven inte kunde riktas mot vare sig det bolag som hade

[232] Beslutet sid. 29. Jag tolkar hänvisningen till 23-26 §§ på så vis att KN menade att man i efterhand kunde vända sig till verksamhetsutövaren, oavsett om gruvdriften pågick eller var avslutad.

[233] Att det fanns en sådan möjlighet för enskilda att ställa krav på avslutade miljöfarliga verksamheter som bedrivits utan tillstånd, påpekades av KN i Hörnefors-ärendet, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 5.2.4 med hänvisning till KN 125/84 och KN 34/87. Se även Miljöskyddsutredningens slutbetänkande, SOU 1983:20 sid. 66.

[234] Jordbruksdepartementet 1977-10-13 resp. 1983-06-02:17, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.1.2 och 4.1.3.

bedrivit verksamheten på platsen (Ncb), eller det fastighetsbolag som hade köpt marken (HBAB). Detta framstod som en snäv förståelse av reglerna, inte minst eftersom Naturvårdsverket på ett tidigt stadium hade deklarerat att man önskade en prövning av ansvarsfrågan. En sådan omprövning var också motiverad med hänsyn till de drabbade grannarna i området. Naturvårdsverket överklagade därför till regeringen, som genom sitt beslut *i mars 1988*[235] klargjorde att återställningsåtgärder hörde till de ”skäliga åtgärder för att förebygga eller avhjälpa olägenheter” som orsakas av miljöfarliga verksamheter enligt 5 § ML och att *denna skyldighet kvarstod i princip till dess den var fullgjord.* Regeringen ansåg att omprövningsbestämmelserna var tillämpliga i fallet och uttalade: ”Ncb har år 1982 lagt ned verksamheten och senare samma år överlåtit den nedlagda verksamheten till Hörnefors Bruk AB. Sistnämnda bolag har härefter förklarat att verksamheten definitivt upphört. Nämnda förhållanden hindrar inte att krav nu kan riktas mot Ncb med stöd av 24 § eller 25 § miljöskyddslagen att vidta återställningsåtgärder.”. Med denna motivering återförvisade regeringen ärendet till KN för den närmare prövningen i sak. Regeringens inställning till efterbehandlingsansvaret konfirmerades genom ett annat, likartat beslut ett halvår senare i det s.k. Dörarpsärendet.[236] Till detta kom åtminstone ytterligare ett beslut med likartat resultat, som också gällde verksamhet som var avslutad före 1988 års lagstiftningsärende.[237]

Den rättsbildning som skedde efter regeringens beslut om Hörnefors och Dörarp och lagändringen 1989 var entydig. KN accepterade att det reparativa ansvaret gällde i alla situationer, oavsett om verksamheten varit avslutad eller inte. Ett illustrativt exempel på detta är f.ö. den KN-prövning som följde på regeringens beslut angående Hörnefors.[238] Någon egentlig diskussion om kravreglernas tillämplighet vid avslutad verksamhet förekom inte heller i den juridiska litteraturen efter beslutet.[239]

[235] Miljö- och Energidepartementet 1988-03-24:4.
[236] Miljö- och energidepartementet 1988-11-10:10 (Dörarps Krom- och förnicklings AB).
[237] Miljö- och Energidepartementets beslut 1989-10-12:30 (Papyrus).
[238] KN 60/90, se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.2.2.
[239] När väl 1988 års lagstiftning var ett faktum kommenterades den i Förvaltningsrättslig tidskrift av f.d. regeringsrådet Lars Delin (Om ansvar för återställningsåtgärder enligt miljöskyddslagen. FT 1989:1). Hans artikel gällde visserligen ”...vad som enligt vedertagna lagtolkningsprinciper får antas gälla från och med den 1 juli 1989, då ändringarna i miljöskyddslagen (ML) träder i kraft.”. Delin var emellertid klar i sin bedömning av den tidsmässiga

Diskussionen gällde betydligt mer begränsade frågor, t.ex. om kraven skulle riktas mot den nuvarande eller den tidigare tillståndshavaren. En annan fråga som ständigt diskuteras, då som nu, är omfattningen av det reparativa ansvaret.

Före Regeringsrättens avgörande i Klippan-målet kunde följaktligen rättsläget fortfarande sammanfattas med de slutsatser som Miljöskyddsutredningar drog i sitt slutbetänkande, 13 år tidigare;[240] den grundläggande kravregeln i 5 § ML om att ”avhjälpa olägenheter” av miljöfarlig verksamhet hade funnits sedan 1942 (i dåvarande 8 kap. ÄVL). Detta krav gällde sedan 1969 allt slags miljöfarlig verksamhet, med eller utan tillstånd,[241] och det gällde till fromma för såväl enskilda, som allmänna intressen. Utredningen ansåg också att det i princip gällde för verksamheter som var nedlagda. Vad som däremot var mindre klart var de praktiska möjligheterna att genomdriva dessa krav. Detta berodde dels på KN:s relativt snäva praxis i tillståndsprövningar, dels på att bestämmelserna (24, 25 och 41 §§ ML) tillämpats endast vid enstaka tillfällen. Den oklarhet som utredningen pekade på därvidlag kan sägas ha gällt *de rättsliga instrumentens användbarhet i speciella situationer*.

ii) Klippan-domen

AB Klippan bedrev verksamhet mellan 1965 och 1975 vid Nyboholms Bruk, Hultfreds kommun. Tillstånd enligt ML meddelades 1973. Driften orsakade omfattande fiberbankar (som innehöll bl.a. PCB) i Järnsjön, en del av Emån. Pappersbruket övertogs 1975 av MoDo som 1989 sålde vidare till ett finskt företag, Metsä Särla. I mitten av 1980-talet uppmärksammades föroreningarna i Emån och ett saneringsarbete

---

avgränsningen av ML:s ansvarsregler (a.a. sid. 11, även sid. 1, 8, 13 och 17, min kursiv): ”De nya reglerna – som godtogs av lagrådet – angavs innebära att lagen förtydligats i fråga om skyldigheten att vidta återställningsåtgärder (prop. s. 218). Sammanfattningsvis får anses gälla att all miljöfarlig verksamhet som har pågått sedan ML trädde i kraft är, vare sig den sedermera upphört eller alltjämt pågår, förenad med återställningsskyldighet beträffande avfallsupplag som uppkommit genom verksamheten *efter nämnda tidpunkt*.”. Däremot ansåg Delin att det enligt klara förarbetesutttalanden i 1988 års lagstiftningsärende inte var meningen att reglerna om efterbehandlingsansvar skulle tillämpas på verksamheter som avslutats *före den 1 juli 1969*. Han menade att något annat vore ett uttryck för rent retroaktiv lagtillämpning. Det kan även anmärkas att liknande slutsatser angående reglerna om efterbehandlingsansvar drogs av Dalälvsdelegationen i rapporten ”Dalälven - en miljösatsning” (SOU 1988:34 sid. 37).

[240] SOU 1983:20 sid. 46 och 66ff.

[241] En omprövning enligt 8 kap. 40 § 2 st. ÄVL kunde ju utlösas så snart en betydande och oförutsedd olägenhet hade uppstått som resultat av en vattenförorenande verksamhet. Den föregående utredningen – 1936 års Vattenlagsutredning angav just fibersedimentering som exempel på sådana senkomna olägenheter (NJA II 1940 sid. 112).

inleddes. Därvid hade Naturvårdsverket överenskommit med MoDo om att företaget skulle bidra till arbetet med 12-14 milj kr. Något motsvarande avtal nåddes inte med Klippan. 1991 ansökte därför Naturvårdsverket hos KN att Klippan skulle åläggas bidra till efterbehandlingen av Järnsjön med 6-7 milj kr. Klippan motsatte sig ansvar för de uppkomna föroreningarna. I huvudsak invände bolaget att kraven endast kunde riktas mot den nuvarande verksamhetsutövaren, att kraven var preskriberade och att det dessutom vore oskäligt att rikta dessa krav mot en verksamhet som bedrivits i enlighet med dåtidens krav och föreskrifter.

KN var oenig (KN 144/92).[242] Två ledamöter ville avvisa Naturvårdsverkets talan på den grunden att en omprövningstalan endast kunde riktas mot den nuvarande tillståndshavaren. Detta blev också nämndens beslut. De två andra, varav ordföranden var en, ville pröva ärendet i sak eftersom man menade att 24 § 2 st. ML[243] var tillämplig då kraven riktades mot någon som tidigare hade bedrivit en miljöfarlig verksamhet. Ordföranden menade dock att det inte var skäligt att kräva att Klippan skulle delta i återställningsarbetet. Han motiverade detta med att det var 16 år sedan Klippan hade överlåtit verksamheten och att bolaget hade följt dåtidens lagar och tillståndsvillkor. Den fjärde ledamoten av KN ville bifalla Naturvårdsverkets talan i sin helhet.

Naturvårdsverket överklagade KN:s beslut till regeringen. Regeringen intog samma ståndpunkt i adressatfrågan som den skiljaktige KN-ordföranden.[244] Man fann därför att Klippans skyldighet att avhjälpa olägenheterna från dess tidigare verksamhet i princip kvarstod. När det gällde omfattningen av denna skyldighet i det konkreta fallet ville regeringen, med hänvisning till tvåinstansprincipen, emellertid inte ta ställning utan återförvisade ärendet och den närmare skälighetsavvägningen till KN.[245]

Klippan ansökte därefter om rättsprövning hos Regeringsrätten och yrkade att regeringens beslut skulle upphävas. Som grund för talan angavs dels att kraven inte lagligen kunde riktas

[242] En noggrann redogörelse av Klippan-målet finns i Retroaktiv rättsprövning (FT 1997 s. 283), på sid. 290ff.
[243] Tidigare 25 § ML, i stort sett ordagrant motsvarande 8 kap. 40 § 2 st. ÄVL.
[244] Miljö- och naturresursdepartementet 1994-04-14, dnr. M92/3775/B.
[245] Regeringen öppnade emellertid för att det inte var skäligt att ställa dessa krav på Klippan, då man pekade på tidsaspektens roll skälighetsavvägningen och att den i vissa fall kan innebära att återställningsskyldigheten helt bortfaller.

mot bolaget, dels att kraven var preskriberade. Regeringsrättens dom meddelades den 31 maj 1996 (RÅ 1996 ref. 57). Domstolen konstaterade inledningsvis att Klippans befattning med Nyboholms bruk upphörde 1975 och att verksamheten inte var förenad med några villkor om framtida sanering. Efter en genomgång av 1988 års lagstiftningsärende fann man att det före den 1 juli 1989 saknades lagstöd för att rikta kraven mot Klippan, eftersom:

> ”...5 § ML inte kan tilläggas den innebörden att en skyldighet att avhjälpa olägenheter kvarstår även efter det att en miljöfarlig verksamhet upphört. Inte heller framgår av 24 och 25 §§ ML i deras dåvarande lydelse att åläggandet kunde riktas mot en förutvarande verksamhetsutövare.”

Domen väckte förvåning och fick stor uppmärksamhet. Lagstiftaren reagerade omedelbart med en särskild övergångsregel kopplad till den kommande miljöbalken.[246] Från miljörättsligt håll kritiserade vi Regeringsrätten, inte så mycket för själva domslutet, men för dess vittgående uttalanden om 5 § som gjorde att domen fick bärighet även i situationer där den förvaltningsrättsliga praxisen var entydig och stabil.[247] På så sätt menade vi att domstolens tolkning av reglerna skulle leda till orimliga konsekvenser. Kritiken, som alltså gällde avgörandet i sak, *d.v.s. om de reparativa kraven enligt 5 § ML kunde riktas emot en verksamhetsutövare som överlåtit/avslutat verksamheten före den 1 juli 1989*, gick i korthet ut på följande.[248]

Den tidigare ordalydelsen av 5 § ML var förenlig med en tolkning som innebar att skyldigheten att efterbehandla kvarstod tills dess den är slutförd. En sådan lagtolkning var också rimlig med beaktande av bestämmelsens vattenrättsliga förhistoria och övriga rättskällor. Även det faktum att verksamhetsbegreppet i ML var mycket svåravgränsat talade med styrka för detta, då en motsatt tolkning – läs Regeringsrättens – gjorde att reglerna blev omöjliga att hantera i praktiken, t.ex. vid olaga tippning. Till detta kom att KN:s praxis var stabil och entydig när det

[246] Se avsnitt 11.5.1..
[247] Se Miljöförorenarna går fria, debattartikel den 26 juli 1996 i Dagens Nyheter av Michanek & Strömberg & Darpö. Artikeln är återgiven i MRT 1996:2, sid. 240ff, tillsammans med det svar som dåvarande ordföranden i regeringsrätten (Wahlgren) skrev och som DN inte publicerade. Se även brev från af Klintberg, återgivet i avsnitt 11.5.1.4.
[248] Se Förvaltningsrättslig tidskrift 1997-98; Darpö: FT 1997 s. 283 och 1998 s. 255 samt Warnling-Nerep: 1998 s. 149 och 1998 s. 261.

gällde s.k. förvaringsfall; i dessa situationer hade nämnden aldrig tvekat att ålägga verksamhetsutövare eller markägare avhjälpande åtgärder även efter det att den aktiva driften var avslutad. Den osäkerhet som rådde angående paragrafens tillämplighet *i vissa situationer* undanröjdes redan av regeringens beslut i Hörneforsärendet 1988. Detta regeringens synsätt var alltså redan introducerat i praxis då det konfirmerades i 1989 års lagstiftningsärende. Här bör man särskilt notera att regeringens synsätt på gällande rätt därvid godtogs av Lagrådet. Även de analyser som gjordes av rättsvetare som var väl insatta i rättsområdet, såväl före 1989 (Miljöskyddsutredningen), som efter (Delin i FT) stödde denna tolkning. Slutligen verkade Regeringsrätten bortse från att den fråga som skulle bedömas i målet var om Klippan *över huvud taget kunde vara adressat* för miljökrav i efterhand. Frågan om *skäligheten* i dessa krav, bl.a. med hänsyn till att bolaget följt givna tillstånd och att lång tid förflutit sedan verksamheten bedrevs, hade ju regeringen överlåtit till Koncessionsnämnden att bedöma. Domskälen i Klippan-domen gick också att förstå som att Regeringsrätten menade att ML i sin lydelse före den 1 juli 1989 *inte i någon situation* gav utrymme för att ställa reparativa krav när en ”verksamhet” var avslutad. Därigenom fick avgörandet allmängiltig bärighet som inverkade på helt andra situationer än den som bedömdes i målet. Så påverkades enskildas rättsställning i hög grad, i två olika avseenden. Dels innebar domen att enskilda skadelidande beskars sina möjligheter att ställa reparativa krav med stöd av 34 § ML, dels innebar den att markägarnas ansvar i s.k. förvaringsfall utökas på så vis att de fick svara för förorenarens försyndelser. Sammantaget medförde Regeringsrättens tolkning av 5 § ML konsekvenser som var orimliga, vilket också illustrerade i några av de beslut som kom efter domen.[249]

iii) Pågående verksamheter, påbörjade före 1969

En gemensam utgångspunkt för både 1942 års ÄVL och 1969 års ML var att kravreglerna gällde för verksamheter som var pågående vid dessa lagars ikraftträdande. Lagarna medförde med andra ord nya krav på dessa verksamheter, även om det klart uttalades i förarbetena att tiden för genomförandet av dessa kunde sträckas ut av hänsyn till företagens enskilda eko-

[249] Se avsnitt 11.2.3.

nomi.[250] Det är i sammanhanget också viktigt att se att det fanns en kontinuitet i kraven från 1880 års VRF över ÄVL och till ML. Detta är särskilt tydligt mellan de två sista lagarna, då tillstånd enligt ÄVL skulle gälla som tillstånd enligt ML[251] och då vattendomstolarnas rättspraxis från 1942 och framåt skulle ligga till grund för tillämpningen av ML:s kravregler.[252]

Hur långt tillbaka i tiden som kraven på pågående verksamheter sträcker sig har emellertid inte givits något entydigt svar, vare sig av lagstiftaren eller i rättspraxis. I senare tiders praxis från KN har man dock betonat att tiden är en viktig faktor att beakta vid skälighetsbedömningen enligt 5 § ML *gentemot förorenaren*. Detta synsätt har dock inte gällt i förvaringsfallen. Då har KN istället utgått från att kraven på adressaten har avsett preventiva åtgärder med avseende på vad som krävs för att skydda den omgivande miljön.[253] I skadefallen har emellertid nämnden snarast betonat att det är fråga om skador orsakade av en tidigare bedriven aktivitet. Även om själva verksamheten inte varit avslutad har detta inverkat på skälighetsbedömningen, vilket bl.a. framgår av KN:s beslut i Garpenbergs-fallet[254] och av ordförandens skiljaktiga mening i beslutet Klippan. Av dessa beslut kan man dra slutsatsen att utrymmet för att ställa krav med avseende på sådana försyndelser som skett före 1969 är litet, åtminstone i de fall som verksamheten bedrivits i enlighet med dåtidens krav och normer. Det bör dock betonas att KN:s praxis inte var vare sig riklig eller särskilt entydig i denna fråga.

Inte heller frågan om förvaltningsrättsliga krav kan vara föremål för *preskription* är särskilt väl belyst i KN:s praxis. Jag har egentligen bara funnit två ärenden där denna fråga över huvud taget är nämnd. Så uttalade nämnden i beslutet om Tippen, KN B 24/97[255] att ”(b)olagets ansvar för undersökningen är inte preskriberat i och med att det är fråga om en pågående miljöfarlig verksamhet.”. Detta uttalande skulle kunna förstås på så vis att sådana krav kan vara föremål för preskription i skadefall. En sådan slutsats för emellertid långt bort från den slutsats som drogs av den skiljaktige ordföranden i Klippan-målet. KN:s majoritet hade ingen anledning att gå in på frågan om preskription

[250] NJA II 1942 (prop. 1941:45) sid. 96 och prop. 1969:28 sid. 214ff, se även Darpö 1994, sid. 18 och 35.
[251] Övergångsreglerna till ML, p. 4.
[252] Se Darpö 1994, avsnitt 3.2.3 (not 223).
[253] Se bl.a. KN B 31/91 (makarna K).
[254] Se Darpö 1994, avsnitt 1.4.4.4 och 3.2.3.
[255] Se avsnitt 2.2.5.3.

eftersom den avvisade Naturvårdsverkets talan på andra, och lättillgängligare, grunder. Däremot kunde ordföranden inte undgå att ta ställning till frågan om preskription. Han menade att en grundförutsättning för att preskriptionslagen ska vara tillämplig är att det finns en fordran. Någon sådan fordran på återställning har enligt hans mening aldrig uppkommit i Klippan-fallet, bl.a. saknades en borgenär.

KN-ordföranden ansluter här till den uppfattning som kommer till uttryck i äldre förvaltningsrättslig litteratur i ämnet; preskriptionsbestämmelserna gäller i och för sig för såväl civilrättsliga som förvaltningsrättsliga fordringar. Förutsättningen för att en förvaltningsrättslig plikt ska anses som en fordring är emellertid att den avser en positiv prestation av förmögenhetsvärde.[256] Detta innebär att det allmännas krav på betalning i olika sammanhang är föremål för preskription. Detta gäller dock inte förvaltningsrättsligt grundade anspråk som ännu inte är presenterade som krav på betalning. Denna uppfattning går på tvärs emot den som framförs av civilrättsligt orienterade författare där den gängse uppfattningen är att förvaltningsrättsligt grundade anspråk preskriberas i samma utsträckning som civilrättsliga.[257] Som avslutning till denna diskussion citerar jag därför ur Regeringsrättens tryck från Klippan-målet, där föredragande regeringsrättssekreteraren framför sin åsikt (min anm. i kursiv):[258]

> ”I preskriptionslagen nämns inte offentligrättsliga anspråk, men av doktrin och rättspraxis framgår att de allmänna preskriptionsreglerna är tillämpliga även på offentligrättsliga anspråk, åtminstone om de avser prestationer av förmögenhetsvärde (*hänvisning till Rekola, Herlitz och åtskilliga rättsfall på sid. 107ff*). En förutsättning för att allmänna preskriptionsregler ska kunna tillämpas på en förvaltningsrättslig förpliktelse torde dock vara att det allmänna uppträder i

[256] Fritt efter Herlitz, N: Föreläsningar i förvaltningsrätt 3. Norstedts 1949, sid. 596. Se även Rekola: Den allmänna preskriptionen av offentligrättsliga fordringar enligt finsk lag. Nordisk Administrativ Tidskrift 1942 s. 13, där han uttalar (på sid. 20): ”(…), så kan icke heller en på lag grundad på offentligrättslig abstrakt betalningsskyldighet preskriberas, utan preskriptionen omfattar endast anspråk, som härflyta ur skyldigheten.”. För en noggrannare redogörelse för frågans behandling i förvaltningsrättslig och civilrättslig litteratur, se Darpö 1994, avsnitt 3.3. Här finns även en redogörelse för frågans behandling i miljörättsliga sammanhang, bl.a. i Miljöskyddsutredningens slutbetänkande (SOU 1983:20 sid 66 med hänvisning till rättsfallet NJA 1903 s. 210), 1988 års miljöpolitiska proposition (prop. 1987/88:85 s. 215) och Delin i FT 1986 s. 1, på sid. 3.

[257] Se Lindskog: Preskription 1990, sid 79 och 379ff. Se även Bengtssons kommentar i Speciell fastighetsrätt 1999 (sid.202), återgivet i avsnitt 11.5.2.3.

[258] Trycket i Klippan-målet, PM 1 sid. 119 (Griph).

egenskap av borgenär i förhållande till den enskilde. I förevarande fall uppträder det allmänna inte i egenskap av borgenär utan såsom tillsynsmyndighet och den prestation som skall utföras kan inte sägas ha det allmänna som mottagare. Kravet på återställningsåtgärder kan enligt min mening inte anses utgöra en sådan fordring som avses i preskriptionslagen. Jfr. uttalandena i prop. 1975/76 med förslag till LPI s. 58f (sid. 85f i trycket), där man ansåg det nödvändigt att införa en särskild preskriptionsregel om tio år för ingripande med återställningsåtgärder vid olovligt byggande. Enligt min mening är preskriptionslagen inte tillämplig på kravet på återställningsåtgärder i Järnsjön."

2.2.5.2 Övergångsregeln i MBP

I Klippan-domen tolkade alltså Regeringsrätten 5 § ML som så, att krav på att avhjälpa olägenheter efter en miljöfarlig verksamhet inte kunde ställas på den som avslutat eller överlåtit verksamheten före den 1 juli 1989. I det pågående miljöbalksarbetet reagerade lagstiftaren direkt genom en övergångsregel för dessa situationer. Enligt förarbetena är 8 § MBP ett försök att återställa rättsläget till vad som allmänt ansågs gälla före denna Klippan-domen.[259] Enligt bestämmelsen är det två förutsättningar för att de reparativa plikterna enligt 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 § ska kunna göras gällande. Dels ska det vara fråga om en *miljöfarlig verksamhet vars faktiska drift* har pågått efter miljöskyddslagens ikraftträdande, dels ska de negativa *verkningarna och behovet att avhjälpa skador kvarstå*. Som tidigare har nämnts, har den övervägande delen av förorenade områden påverkats genom miljöfarlig verksamhet, i den vida betydelse som detta begrepp har givits i rättspraxis. Att de negativa verkningarna av verksamheten kvarstår vid tidpunkten för ett ingripande, liksom behovet att avhjälpa dessa, menar jag är självklarheter i sammanhanget. Hela konstruktionen av de reparativa plikterna i 2 och 10 kap. MB bygger ju på en bedömning av det miljömässigt motiverade i de åtgärder som krävs, sammanvägt med kostnaden för dessa. Man kan uttrycka det som så, att finns inga verkningar och inget behov, finns heller inga förutsättningar för att kräva åtgärder. Därmed bör förutsättningen om verksamhetens "faktiska drift" i praktiken bli avgörande för bestämmelsens tillämpning.

Förarbetenas resonemang kring uttrycket "faktisk drift" är inte alldeles lätta att följa. Av själva lagtexten bör dock följa att den *aktiva driften* av en verksamhet ska ha pågått efter den 30 juni 1969. Min uppfattning är att om själva verksamheten är avslutad före detta datum, går alltså förorenaren fri från ansvar. Avgörande för denna avgränsning blir följaktligen vad som avses med uttrycket "verksamhet" i sammanhanget. Som tidigare nämnts,

[259] MB-prop. del 1, sid. 603.

bör uttrycket ges en vid tolkning på så vis att man ska se till företaget i sin helhet. Olika deponeringar eller utsläpp från en industri är inte att se som separata verksamheter. Hela genomförandesystemet i 1918 års vattenlag, miljöskyddslagen och miljöbalken bygger på att kraven kan riktas emot en verksamhet så länge som den pågår. Detta gäller även med avseende på ansvar för gångna tiders åtgärder. För tidsavgränsningen har detta stor betydelse. För att ta ett exempel: Om en gruvverksamhet eller en industri deponerat avfall i ett område fram till 1967, men verksamheten i övrigt har pågått fram till 1975, kan de reparativa kraven riktas emot verksamhetsutövaren. Att lång tid har gått sedan själva deponeringen gjordes ska dock beaktas vid skälighetsavvägningen enligt 10 kap. 4 §.[260] Är det fråga om en enstaka deponering utan samband med annan verksamhet, eller om verksamheten i sin helhet är nedlagd före den 1 juli 1969, kan förorenaren inte nås med kraven.[261] Den vidare frågan om den lösning som lagstiftaren här har valt, d.v.s. att öppet bjuda en regel med tillbakaverkande effekt för tidsperioden 1969-1989, återkommer jag till i kapitel 11.

2.2.5.3 Tiden och förvaringsfallen

I förvaringsfallen har KN varit noga med att poängtera att markägarens ansvar har avsett de preventiva åtgärder som varit motiverade av den nuvarande och framtida miljöfaran som är förknippad med förvaringen av kemikalier och avfall. Förvaringen har betraktats som en fortgående miljöfarlig verksamhet, om än passiv sådan. Av detta synsätt har också följt att tidpunkten för själva deponeringen av avfallet har haft mindre betydelse när det gäller att avgöra vem som är adressat för kraven. I viss utsträckning har den dock kunnat inverka på den skälighetavvägning som gjordes enligt ML.

> I KN:s praxis finns äldre fall där man inte har ansetts det skäligt att markägaren ska efterbehandla ett område som skadats av upplag som gjorts långt före 1969.[262] Det finns också fall där nämnden godtagit att markägaren fått stå för vissa miljöåtgärder i områden där deponeringen skett för mycket länge sedan. Detta illustreras bl.a. i beslutet om Tippen (KN B 24/97) som gällde ett föreläggande mot Boliden AB om att undersöka föroreningarna i ett avfallsupplag vid en gruva. Upplaget avslutades 1935 och själva

[260] Här kan det vara värt att peka på det resonemang som den skiljaktige KN-ordföranden förde i Klippan-målet i denna delen. Han menade att kraven i och för sig kunde riktas mot det bolaget, men att det vore obilligt att kräva att det skulle delta i saneringen av Järnsjön med hänsyn till att det var länge sedan utsläppen skedde och att företaget då hade följt givna tillstånd. Se Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.2.3 samt i FT 1997 s. 283.
[261] Se även Rubenson: Miljöbalken 1999, sid. 76.
[262] Se exempelvis KN 263/84 som gällde gruvupplag i Garpenberg.

> gruvan lades ned 1967. Upplaget läckte emellertid ut metallhaltigt lakvatten och KN ansåg att markägaren genom förvaringen var att betrakta som verksamhetsutövare enligt ML. Eftersom undersökningen av området ansågs nödvändig var det också skäligt att ålägga bolaget att utföra dessa.

I enlighet med detta synsätt är markägarens ansvar i förvaringsfall enligt 9 kap. 1 § MB *preventivt* och därför i princip oberoende av formella tidsgränser.[263] Enligt min mening är markägaren följaktligen adressat för kraven, oavsett när den aktiva verksamheten bedrevs eller när han köpte marken. Avgörande för hans del blir därför enbart utfallet i rimlighetsbedömningen enligt 2 kap. 7 §. Har den ”faktiska verksamheten” – t.ex. deponeringen av avfallet – upphört före den 1 juli 1969, bör skälighetsutrymmet vara mindre.[264] Tidsfaktorn ska emellertid vägas emot behovet av miljövårdsåtgärder. Är detta behov trängande, bör det alltid vara möjligt att kräva att markägaren vidtar lämpliga åtgärder för att minska faran för miljön. Ansvarets omfattning bör enligt min mening även vara beroende av vad slags åtgärder som krävs, ett faktum som kan illustreras med det ovan nämnda beslutet om Tippen.[265]

Innebörden av denna rättsliga konstruktion i balken är följaktligen att ansvaret i vissa förvaringsfall övergår från förorenaren till markägaren, nämligen då den förra är utesluten p.g.a. tidsregeln i 8 § MBP. Denna regel gäller ju bara för 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 §. Detta förhållande kan illustreras med ett exempel, vars huvuddrag är lånade från Bjällås:[266] I en byggnad förvaras tunnor med giftiga ämnen och en del av dessa ämnen har läckt ut i den underliggande marken. Själva förvaringen utgör en pågående miljöfarlig verksamhet. Gentemot verksamhetsutövaren kan krav på sanering av marken endast ställas under förutsättning att uppställningen av tunnorna har skett efter den 30 juni 1969, eller om det pågått någon form av mänsklig aktivitet som han svarar för i anslutning till tunnorna efter detta datum. Däremot kan krav ställas på markägaren om att vidta åtgärder som syftar till att motverka skador på miljön, t.ex. att borttransportera tunnorna till behandlingsanläggning. Sådana preventiva krav kan f.ö. ställas emot markägaren oavsett om det skett någon markförorening eller inte.

---

[263] MB-prop. del 1, sid. 361, NBB sid. 10:34.
[264] MB-prop. del 1, sid. 605.
[265] Denna fråga återkommer jag till i diskussionen om retroaktivitet i kapitel 11 (avsnitt 11.5.2.2).
[266] NBB sid. 10:35.

2.2.6 Andra ansvarskretsen – förvärvare av förorenade fastigheter

Om inte någon verksamhetsutövare enligt första kretsen (förorenare eller markägare i förvaringsfall) finns tillgänglig eller kan utföra de nödvändiga åtgärderna, övergår ansvaret på den som äger den fastighet där det förorenade området, byggnaden eller anläggningen är belägen (10 kap. 5 §). Detta markägaransvar är allmängiltigt på så vis att det gäller alla slags förorenade områden, oavsett om föroreningarna är följden av förvaring eller inte. Förutsättningen är dock att fastigheten är förvärvad efter den 31 december 1998 (15 § MBP), samt att köparen då kände till – eller borde ha upptäckt – att fastigheten var förorenad. Denna regel liknar undersökningsplikten enligt jordabalken och innebär enligt min uppfattning att den som köper ett område där misstanke finns om föroreningar (i mark, vatten, byggnad eller anläggning), eller som typiskt sett är ett sådant område (t.ex. industrifastigheter), måste iaktta försiktighet. Lämpligen gör han det genom egna efterforskningar om den tidigare användningen och undersökningar av de områden där förorening kan misstänkas. Omfattningen av denna undersökningsplikt får avgöras efter omständigheterna i det enskilda fallet. Enligt förarbetena är tanken bakom lagstiftningen att stimulera till att markundersökningar utförs före överlåtelser av näringsfastigheter och på så sätt få marknadens mekanismer att bidra till en bättre miljö.[267]

Även i dessa fall ska det göras en skälighetsavvägning enligt 10 kap. 4 §. Det kan i vissa fall framstå som oskäligt att kräva ut samtliga kostnader för en omfattande efterbehandling av en fastighetsägare som är mindre bemedlad, i vart fall om åtgärderna inte leder till någon vinst eller nytta för honom. Det bör observeras att ansvaret enligt denna paragraf endast gäller för den egna fastigheten.[268]

Lagtexten definierar inte närmare vad som avses med ”förvärv” av en fastighet. Detta kan ju ske genom att man köper fastigheten i sig, eller att man köper andelar eller aktier i en juridisk person som i sin tur äger en fastighet. Om endast den förra formen av förvärv träffas av regeln, blir den enligt min mening inte särskilt verkningsfull i de situationer som den främst är till för, nämligen kommersiella transaktioner. Det vore därför i och för sig möjligt att ge paragrafen en vidare tolkning. Enligt min mening är det dock klart, att den som endast köper en mindre del i en förening eller ett bolag inte har gjort något förvärv i lagens mening. Den som däremot köper en så stor andel att han kan utöva ett väsentligt inflytande över föreningen eller bolaget, bör dock kunna omfattas av regeln. Rättsläget är emellertid som sagt oklart.

[267] MB-prop. del 1, sid. 359 och del 2, sid. 120.
[268] NBB sid. 10:12f.

Den stränga undersökningsplikten gäller inte ”villaköpare” (privatbostadsfastighet).[269] Dessa svarar endast om de vid förvärvet kände till föroreningarna. Ett annat undantag görs för sådana övertaganden som banker tvingas göra för att skydda sina fordringar i form av säkerheter i fast egendom. Jag har svårt att förstå syftet med denna regel. Det borde väl vara rimligt att begära av just kreditinstitut att de gör en grundlig prövning av de objekt som de godtar som säkerhet för sina lån. Undantaget för kreditgivare kan få motsatt effekt eftersom den inte bidar till sådan försiktighet. Regeln är dock till ringa tröst för den som ändå blir sittande med en fastighet som är omöjlig att sälja på grund av dess belastningar i form av föroreningar.[270]

Ansvaret inom den andra ansvarskretsen är också solidariskt (10 kap. 7 §). I normalfallet bör det vara enklast att rikta kraven mot den som äger fastigheten för stunden. I likhet med det solidariska ansvaret för förorenare, kan fastighetsägarnas ansvar inte gå utöver den totala skälighetsramen. Den som på detta sätt har fått stå för andra fastighetsägares andelar, får söka kostnadstäckning från dessa genom att väcka särskild talan vid miljödomstolen. Enligt förarbetena bör fördelningen fastighetsägarna emellan främst ske på så vis att en större del ska bäras av den som vid förvärvet hade kunskap om att området innehöll föroreningar, före den fastighetsägare som endast borde ha insett det.[271]

2.2.7 Ansvar vid värdeökning

Även om markägaren inte kan göras ansvarig för efterbehandlingen av ett förorenat område, kan han få stå för kostnader som motsvarar den värdeökning som fastigheten undergår efter utförda åtgärder (10 kap. 5 §). Här är det alltså fråga om ett kostnadsansvar som gäller även om markägaren inte ingår i första eller andra ansvarskretsen; det kan vara fråga om förorenade områden som är förvärvade före miljöbalkens ikraftträdande samtidigt som det inte är fråga om förvaring eller skador av sådan hantering, det kan gälla förvärv som skett efter fullgjord undersökningsplikt m.m. Om tillsynsmyndigheten eller någon annan som utfört efterbehandlingen i området kan visa att markens värde ökat p.g.a. åtgärderna, kan alltså markägaren på detta sätt

[269] Det finns inte någon särregel för om arv och gåva, varför rättsläget med avseende på vad som gäller vid sådana fång är oklart.

[270] Här måste jag nämna att denna regel i 10 kap. 3 § 2 st. försvann ur lagstiftningen mellan den 1 januari och den 30 april 2000. Därefter återfördes den med följande motivering (prop. 1999/2000:53 sid. 8): ”Beträffande 10 kap. 3 § miljöbalken innebär propositionen att en tidigare bestämmelse återinförs i lagtexten. Återinförandet avser paragrafens andra stycke och följer av att den bestämmelsen i ett tidigare lagstiftningsärende (*proposition 1999/2000:2 om den nya inkomstskattelagen, min anm.*) föll bort i den redaktionella hanteringen och därför har upphört att gälla utan att detta varit avsett.”.

[271] MB-prop. del 2, sid. 122.

åläggas att stå för kostnader som motsvarar denna ökning. Regeln bör emellertid enligt förarbetena tillämpas med försiktighet.[272] Jag har uppfattat att regeln i praktiken kommer att tillämpas typiskt sett när det är fråga om fastighetsbolag som sitter på förorenade områden i attraktiva lägen, och där det skulle framstå som stötande att det allmänna skulle bekosta efterbehandlingen.

Någon tidsgräns för denna regel finns inte. Den ”obehöriga vinsten” ska beräknas utifrån den värdestegring som skett efter det att efterbehandlingen är utförd. Det är dock oklart med vilket värde som jämförelsen ska ske. Enligt min mening finns det två möjligheter. Ett alternativ är att värdet på den efterbehandlade fastigheten relateras till det pris som fastighetsägaren en gång har betalat, med avgång för sådan värdeutvecklingen som beror på andra omständigheter. Om alltså fastighetsägaren erlagt fullt pris efter att ha fullgjort sin undersökningsplikt, kommer knappast någon värdeökning att ske i förhållande till det pris som ursprungligen betalades. Regeln kommer på så vis främst att kunna tillämpas när markägare inte kan göras ansvariga på grund av att de har förvärvat fastigheten före ikraftträdandet av miljöbalken. Ett annat alternativ är att jämförelsen i alla lägen görs mellan värdet på fastigheten omedelbart före respektive efter utförda åtgärder. Denna ordning är onekligen enklare, men kan innebära att fastighetsägaren drabbas hårt i de fall som han förvärvat fastigheten i god tro efter fullgjord undersökning. Först sjunker värdet på fastigheten när föroreningar upptäcks i området, därefter ska han bidra till efterbehandlingen. Regeln om värdeökningsbidrag är dock försedd med en skälighetsventil som kan utnyttjas i de fall som konsekvenserna blir orimliga.

2.2.8 Ansvaret för utredning

Som nämnts i inledningen, är 10 kap. MB tillämpligt endast på områden, byggnader och anläggningar *där det är konstaterat att det finns en förorening*. Reglerna om undersökningsansvar kan användas för att utreda föroreningarnas art och omfattning samt deras spridning (10 kap. 8 §). Ansvaret för denna utredning korresponderar med ansvaret för efterbehandling. Det finns emellertid även här en skärpning av markägaransvaret som på sätt och vis motsvarar hans ansvar när en åtgärd resulterar i värdeökning av fastigheten. Så kan han, trots att han inte är efterbehandlingsansvarig, åläggas att stå för kostnaderna för utredningen om det anses skäligt med hänsyn till hans personliga ekonomiska förhållanden och den nytta han kan förväntas ha av utredningen (10 kap. 8 § 2 st.). Ett sådant exempel kan enligt min mening vara att föroreningarna i området inverkar menligt på hans möjligheter att

[272] MB-prop. del 2, sid. 121.

utnyttja fastigheten, eller att han bedöms kunna ha nytta av undersökningen i ett senare bygglovsärende.

Om föroreningar inte är konstaterade men väl befarade i ett område, är tillsynsmyndigheten hänvisad till att tillämpa de allmänna reglerna i 26 kap. om utredningsansvar. Så kan myndigheten med stöd av tillsynsreglerna förelägga verksamhetsutövaren att lämna ut upplysningar och handlingar, eller att utföra undersökningar i området.[273] Dessa bestämmelser är *preliminära* i den betydelsen att kraven enligt lagtexten kan riktas emot den som endast *befaras* ha orsakat en skada. Jag menat att detta är ett utflöde av det ansvar för miljön som var och en ådrar sig vid utövandet av farliga verksamheter.[274] Någon ersättningsskyldighet från myndighetens sida föreligger inte mot adressaten för kravet om det sedermera skulle visa sig att området inte var förorenat. Det är därför viktigt att tillsynsmyndigheten kan visa att det finns skäl för en misstanke om föroreningar i området.

Allmänt gäller för både 10 och 26 kap. att kraven på undersökningar kan avse sådana enstaka eller fortlöpande provtagningar i området som behövs för att avgöra om det är förorenat, så länge som kraven är skäliga. I den rättspraxis som utvecklats under ML i KN och i förvaltningsdomstolarna har det dock betonats att i ett vitesbelagt föreläggande måste kraven vara så preciserade att adressaten klart förstår vad han ska göra.

> Denna inställning kom till uttryck i beslutet om AJ:s Brädgård (KN B 261/92)[275] och i det ovan nämnda Blombacka-beslutet (KN B 100/96).[276] I det förra hade länsstyrelsen förelagt ägaren till en brädgård att upprätta ett förslag till sanering av fastigheten. Beslutet undanröjdes av KN, som menade att ML inte medger att tillsynsmyndigheten förelägger verksamhetsutövaren att utreda vilket försiktighetsmått som behövs. Denna fråga skall istället myndigheten avgöra utifrån de upplysningar om verksamheten och dess verkningar som den införskaffat.
>
> Även Blombacka-beslutet gällde utformningen av ett krav på undersökningar. Länsstyrelse hade här förelagt bolaget ”...att med utgångspunkt från tidigare utförda, översiktliga undersökningar, utföra undersökningar för att klarlägga omfattningen av ifrågavarande föroreningarnas utbredning på fastigheterna Borserud 3:29 och 3:40 i Karlstads kommun. Av undersökningen skall

[273] 26 kap. 21 och 22 §§.
[274] Som nämndes tidigare (avsnitt 2.1.3.2) är detta krav förenligt med *P*PPP och framgår idag uttryckligen i såväl 2 kap. 1 § 1 st. sista men. och 2 kap. 2 § MB.
[275] Se Darpö i MRT 1996:2, sid. 183f.
[276] Se avsnitt 2.2.3.2.

> framgå de geologiska och hydrologiska förhållandena i området.”. Även detta föreläggande underkändes av KN, som menade att det inte var tillräckligt preciserat. Nämnden uttalade att ett föreläggande måste vara så klart och precist formulerat att adressaten vet vad han är skyldig att göra. Detta kunde inte sägas vara fallet med länsstyrelsens föreläggande, då det inte hade angivits hur omfattande undersökningar som krävdes, och inte heller hur provtagningen skulle ske. Däremot har KN i andra sammanhang betonat att miljömyndighetens föreläggande kan formuleras som ett krav på att utreda vissa, av myndigheten klart angivna, alternativa lösningar på en miljöfråga (KN B 90/92).[277]

Som jag uppfattar det, medför MB i detta avseende inga nyheter.[278] När det gäller förorenade områden innebär detta normalt att myndigheten måste ange gränserna för det område som ska undersökas, antal provtagningar och vad slags prover som ska tas (mätparametrar). Det är inte tillräckligt att bara ange allmänt att ett visst område ska undersökas. Arbetsfördelningen mellan adressat och miljömyndighet bygger på att den förra utför de anvisade undersökningarna, medan det är den senares sak att dra de nödvändiga slutsatserna. Om myndigheten anser att det behövs ytterligare undersökningar, får man lov att återkomma. Sammantaget kan detta bli en utsträckt process, vilken onödigtvis försvårar miljövårdsarbetet. Till denna fråga återkommer jag i kapitel 7.

2.2.9 Genomförandet av kraven

2.2.9.1 Nya regler i gammal förpackning

När det gäller miljömyndigheternas möjlighet att genomföra kraven mot de ansvariga, bygger miljöbalkens regler helt på den instrumentering som tidigare fanns i miljöskyddslagen. Detta innebär att kontrollen av att kravreglerna enligt 2 kap. MB iakttas sker, dels genom tillstånds- eller anmälningsplikt av större anläggningar (9 och 11 kap.), dels genom

[277] Detta är f.ö. den gängse tekniken för s.k. prövotidsvillkor enligt 21 § ML. Här var ju kravet på precision också högt ställt, eftersom sådana villkor var direkt straffsanktionerade i 45 § 1 st. 3 p. ML. Jag har på annat håll kritiserat förvaltningsdomstolarnas ibland något stelbenta krav på precision i vitesföreläggande, se särskilt angående domen om McDonalds (Kammarrätten i Stockholm 1994-06-06, mål nr. 1211-1994), se Darpö i MRT1996:2, sid. 184 och 214ff. I detta mål accepterade inte kammarrätten att ett föreläggande om bullerdämpning formulerades som ett krav på immissionsvärden i de omgivande lägenheterna till restaurangen. Denna inställning går tvärs emot den ordning som utvecklats vid KN vid meddelandet av bullervillkor i tillstånd till miljöfarlig verksamhet (se Bjällås-Rahmn 1996, sid. 126f).

[278] En nyhet är dock att krav på undersökningar kan förenas med förbud att överlåta fastigheten ifråga, se 26 kap. 22 § 3 st. Ett sådant beslut ska vara klart avgränsat i tiden (MB-prop. del 2, sid. 283).

miljömyndigheternas tillsyn (26 kap.). Reglerna är inte avsedda för den typiska efterbehandlingssituationen och de är enligt min mening i vissa fall därför svåra att tillämpa.

2.2.9.2 Verksamheter med tillstånd

Miljöbalken bygger i huvudsak på samma koncessionstanke som präglade dess föregångare, 1918 års vattenlag och miljöskyddslagen. För verksamheter med tillstånd enligt dessa lagar, kan de allmänna hänsynsreglerna sägas vara översatta till villkor i tillståndsbeslutet. Detta beslut ger verksamhetsutövaren ett visst rättsskydd enligt 24 kap. Innebörden av detta ”tillståndets rättskraft” är att tillsynsmyndighetens möjligheter att förelägganden är begränsad och att nya krav endast kan ställas på verksamheten under särskilda förutsättningar och i en viss ordning. Detta sker främst genom omprövning av villkor.[279] Att miljöbalken i tillståndsdelen bygger på den tidigare lagstiftningen innebär vidare att tillstånden följer med verksamheten.[280] Att överta denna innebär alltså även i fortsättningen att förvärvaren övertar samtliga rättigheter och skyldigheter som är förknippade med tillståndet. En nyhet är den anmälningsplikt som införts vid överlåtelse av tillstånds- eller anmälningspliktig verksamhet.[281]

Omprövning av villkor kan endast sökas av Naturvårdsverket och länsstyrelsen.[282] Förutsättningen för en sådan prövning med sikte på undersökning och efterbehandling av förorenade områden, är vanligen att det förflutit tio år sedan det ursprungliga tillståndsbeslutet, eller att det genom verksamheten uppstått någon olägenhet som inte kunde förutses när verksamheten tilläts.[283] Miljödomstolen eller länsstyrelsen, beroende på om det är en A- eller B-verksamhet, kan besluta om nya villkor. Vad som enligt min uppfattning kan vara omständligare är att omprövningsförfarandet även måste tillgripas om verksamheten är nedlagd. Prövningsmyndigheten meddelar då inte nya villkor för verksamheten, utan fattar ett självständigt beslut om de åtgärder som behövs för att minska eller förebygga olägenheter för framtiden.[284]

Tillståndets rättskraft täcker emellertid endast sådana frågor som anses vara reglerade i tillståndet. Är så inte fallet, kan vanliga förelägganden enligt MB användas av tillsynsmyndigheten. Avgörande för valet av genomförandeinstrument är alltså beroende av hur vitt man definierar rättskraften. Enligt ML har ansetts gälla att tillståndet täcker sådana föroreningar som är typiska resultat av den aktuella verksamheten.[285] Lagtexten i miljöbalken och

[279] 26 kap. 9 § 3 st. resp. 24 kap. 5 §.
[280] Se avsnitt 2.2.3.1. med hänvisning till bl.a. KN 126/91.
[281] 32 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.
[282] 24 kap. 7 §.
[283] 24 kap. 5 § 1 och 5 pp.
[284] 24 kap. 5 § 3 st.
[285] Westerlund i MRT 1999:2-3, sid. 450 och 453.

uttalanden i förarbetena ger emellertid uttryck för att rättskraften är mer begränsad och endast täcker sådana frågor som verkligen är reglerade i tillståndet.[286] Detta bör innebära att de formella hindren mot att använda vanliga förelägganden mot verksamheter med tillstånd är mindre i miljöbalkssystemet. Detta kan enligt min uppfattning ofta vara lämpligt i efterbehandlingssituationer. Så innehåller t.ex. äldre tillstånd sällan krav på återställning eller recipientundersökningar. I sådana fall kan det ofta vara en enklare ordning för både tillsynsmyndigheten och verksamhetsutövaren om kraven presenteras genom förelägganden. Detta gäller särskilt om det är fråga om en förorening som inte ligger i anslutning till verksamhetsområdet eller som inte har samband med den pågående verksamhet. Det bör slutligen observeras att tillståndets rättskraft inte täcker sådana föroreningar som skett före den tidpunkt då tillstånd för verksamheten meddelades. Krav på undersökningar eller efterbehandling av sådana skador kan följaktligen ställas genom vanliga förelägganden.[287]

2.2.9.3 Förelägganden och beslut om kostnadsbidrag

Den stora flertalet verksamheter som orsakat föroreningar har inte bedrivits med tillstånd. Det kan vara fråga om verksamheter som påbörjats före ikraftträdandet av 1942 års reform av 8 kap. ÄVL eller 1969 års miljöskyddslag, verksamheter som endast varit anmälningspliktiga eller sådana som inte omfattas av vare sig tillstånds- eller anmälningsplikt. Gentemot dessa verksamhetsutövare genomförs alltså kraven på undersökning och efterbehandling genom att tillsynsmyndigheten meddelar förelägganden.[288] Sådana förelägganden måste avse konkreta krav på åtgärder.[289] Om det är nödvändigt att vinna tillträde till sådana områden som inte ägs av den som ska svara för undersökning eller efterbehandling, kan länsstyrelsen besluta om detta.[290]

Då ett föreläggande endast kan avse en bestämd prestation är det enligt min mening i många efterbehandlingssituationer lämpligare att tillsynsmyndigheten utför åtgärderna själv på adressatens bekostnad. Exempel på detta kan vara när det finns flera ansvariga eller när endast en del av ansvaret kan utkrävas från dessa. Det finns två olika bestämmelser om detta i miljöbalken som kan användas när det blir aktuellt att åtgärda misstänkt eller konstaterat förorenade områden.[291] Reglerna är något olika konstruerade, men bör som

[286] MB-prop. del 1, sid. 636.
[287] Se prop. 1987/88:85 sid. 217.
[288] 26 kap. 9 §.
[289] Märk dock den nya möjligheten att förelägga en utövare av miljöfarlig verksamhet att ansöka om tillstånd enligt 9 kap. 6 § 2 st.
[290] 28 kap. 5 §.
[291] Resonemanget gäller för 26 kap. 18 § (rättelse) och 22 § (undersökning). Det finns även bestämmelser i 26 kap. 17 § om anmodan till kronofogden och handräckning av densamme

jag ser det kunna tillämpas på likartat sätt. Den modell som här förespråkas är hämtad från ML:s bestämmelse om undersökningsförelägganden, numera ordagrant överförd till MB.[292]

Enligt dessa bestämmelser får tillsynsmyndigheten utföra den behövliga undersökningen på den felandes bekostnad, *om det är lämpligt*.[293] En sådan rättelse kan utföras direkt och förutsätter inte ett föregående föreläggande. Åtgärden kan utföras av myndigheten själv, eller någon annan efter uppdrag. Det kan vara fråga om en av de inblandade ansvariga, eller en fristående entreprenör. Tillsynsmyndigheten är skyldig att se till att åtgärderna inte blir onödigt kostbara. Ett formellt, skriftligt beslut om rättelse bör enligt min mening alltid fattas och underlaget kommuniceras med de ansvariga. Ett sådant beslut förses normalt med ett s.k. verkställighetsförordnande, d.v.s. en föreskrift om att det gäller omedelbart även om det överklagas.[294] Kostnaden för åtgärderna får i dessa fall till en början betalas av tillsynsmyndigheten.[295] När de är slutförda, bör den slutliga kostnadsfördelningen fastställas gentemot den eller de ansvariga genom ett särskilt beslut.[296] Detta beslut är separat överklagbart inom den vanliga linjen länsstyrelse – miljödomstol – Miljööverdomstolen. Så här långt är adressaten oförhindrad att överklaga såväl själva ansvarsgrunden för beslutet, som utförandet av åtgärderna. Han kan t.ex. hävda både att han över huvud taget inte är ansvarig för åtgärderna och att utförandet har varit onödigt kostbart. När väl beslutet om kostnadsfördelning har blivit slutligt avgjort, utgör detta emellertid en utmätningsbar exekutionstitel. Även denna kan överklagas, i detta fall till allmän domstol (tingsrätt – hovrätt – Högsta domstolen). I detta mål kan dock bara lagligheten i beslutet ifrågasättas.[297]

Slutligen ska nämnas att MB saknar regler för hur kostnadstäckning ska ske när miljömyndigheten ställer krav på värdeökningsbidrag med stöd av 10 kap. 5 §. Enligt min mening bör dock det förvaltningsrättsligt grundade ge-

---

som kan användas under vissa förutsättningar. Dessa är dock något speciella och behandlas därför inte i redogörelsen nedan.

[292] 43 § ML, motsvarande 26 kap. 22 § MB.

[293] Detta framgår uttryckligen av 26 kap. 22 §. När det gäller 26 kap. 18 § anges i förarbetena efterbehandlingssituationer som sådana ”särskilda skäl” som anges i paragrafen (MB-prop. del 2, sid. 278).

[294] 26 kap. 26 §.

[295] Kostnaderna kan dock förskotteras av allmänna medel enligt 29 och 30 § MHF.

[296] 26 kap. 22 § 2 st.

[297] Detta var ju kontentan av HD:s avgörande i det s.k. Fotokemi-målet (NJA 1984 s. 602), se Darpö i SvJT 2000 s. 481, på sid. 501ff. För den allmänna frågan om allmän domstols möjlighet att pröva lagakraftvunna förvaltningsbeslut (vite och exekution), se Ragnemalm sid. 98ff och rättsfallen NJA 1947 s. 555 (hovrättsavgörande), NJA 1977 s. 262, RH 132:82, RÅ 84 2:14 och NJA 1991 s. 188.

nomförandesystemet i MB tala för att detta kan ske genom ett vanligt, överklagbart beslut av myndigheten.[298]

2.2.10 Saneringsförsäkringen

Om den ansvarige inte kan bekosta nödvändiga åtgärder för att undanröja skador eller risk för skador på omgivningen kan dessa bekostas med medel ur den nya saneringsförsäkringen (33 kap. 1 och 3 §§).[299] Försäkringen täcker sådana kostnader som uppkommit på grund av att tillsynsmyndigheten utfört rättelse eller begärt verkställighet genom kronofogdemyndighetens försorg enligt 26 kap.[300]

Den övergripande förutsättningen är att den ansvarige inte kan betala kostnaderna för efterbehandling.[301] Enligt villkoren betyder detta att han är försatt i konkurs, att han vid utmätning har befunnits sakna tillgångar som räcker för att täcka dessa kostnader eller om det annars är uppenbart att så är fallet. Skrivningen om konkurs bör enligt min uppfattning förstås som så, att inte heller konkursboet är ansvarigt för saneringen. Som framgått ovan, innebär detta att saneringsförsäkringen inte kan användas i de förvaringsfall där boet har tillräckliga medel för att bekosta bortfraktande och omhändertagande av avfall. En förutsättning för att kunna använda sig av medel ur saneringsförsäkringen är emellertid att orsaken till saneringen inte ”huvudsakligen kan hänföras till tid före den 1 juli 1989”. Försäkringen kan alltså inte tas i anspråk för äldre miljöskador, eftersom huvuddelen av en förorening måste ha skett efter detta datum.

Förhoppningarna om saneringsförsäkringen var att den skulle få en bred tillämpning på så vis att den skulle täcka mycket av den undersökning och efterbehandling av de områden som förorenats efter 1989 och där den ansvarige var onåbar för kraven. Dessa förhoppningar verkar dock ha kommit på skam, egentligen av tre skäl. Det första ligger i själva grundkonstruktionen med en försäkring; många tillsynsmyndigheter har upptäckt att de har fått ett försäkringsbolag som motpart i dessa ärenden, en motpart som tolkar

---

[298] Det saknas också regler om hur kostnadstäckning ska ske då de värdeökande åtgärderna utförs av någon enskild i dessa situationer, t.ex. någon som är efterbehandlingsansvarig eller en exploatör. Reglerna i 20 kap. 2 § 1 st. 7 p. bör dock vara analogt tillämpliga i dessa fall, vilket innebär att den som vidtar åtgärderna får väcka talan i miljödomstol. Bjällås (NBB sid. 10:17) har en något annan åsikt i det att han anser att såväl miljömyndigheten, som den enskilde i dessa situationer är hänvisad till att väcka talan vid miljödomstol. Han utvecklar dock inte skälen till varför myndigheten inte – likt den ordning som gäller för andra beslut om kostnadsbidrag – skulle kunna använda sig av förelägganden i dessa situationer.

[299] Balkens regler kompletteras av de villkor för försäkringen som regeringen har fastställt (bilaga B till regeringsbeslut 1998-06-11;44: Godkännande av villkor för miljöskadeförsäkring och saneringsförsäkring).

[300] 26 kap. 17och 18 §§.

[301] 33 kap. 3 § MB och 2 § i villkoren.

reglerna synnerligen snävt och som inte är villig att utan tvingande skäl bekosta några miljövårdsåtgärder.[302] Det andra skälet har att göra med den märkliga kopplingen till bestämmelserna i 26 kap. Dessa paragrafer kan ju sägas förutsätta att det finns en adressat för kraven, annars går det inte att anhängiggöra vare sig en anmodan till kronofogdemyndigheten, eller att vidta rättelse på den felandes bekostnad. En bokstavstrogen tolkning av reglerna innebär följaktligen att en sådan adressat saknas i den situation som är vanligast i dessa sammanhang, nämligen då verksamhetsutövaren har gått i konkurs. Därmed skulle saneringsförsäkringen bli i det närmaste verkningslös. Nu är en sådan förståelse av bestämmelserna inte självklar, åtminstone inte om man ser till kopplingen mellan 33 kap. 1 § och myndigheternas möjlighet till självhjälp enligt 26 kap. 18 §. Den senare bestämmelsen ska ju bl.a. möjliggöra för myndigheten att agera när ansvarsförhållandena kring en förorening är oklara.[303] Det finns därför enligt min mening goda skäl att tolka 26 kap. 18 § i dessa situationer så att den även går att tillämpa när kretsen av adressater är oklar, och t.o.m. när det är klart att en adressat saknas. För att paragrafen ska vara effektiv i förhållande till sitt ändamål, bör en sådan tolkning enligt min mening inte bara gälla i förhållande till skrivningen i 33 kap. 1 §, utan rent allmänt. Det går dock som sagt inte att utesluta en annan förståelse av reglerna som ger motsatt resultat.

Den tredje inskränkningen i försäkringens användbarhet är att den endast täcker sanering i en väldigt snäv bemärkelse. I de ursprungliga försäkringsvillkoren definierades sådana åtgärder som dels brådskande försiktighetsåtgärder (som ändå inte var insatser enligt räddningstjänstlagen, RTL), dels ”förebyggande åtgärder som är nödvändiga för att motverka eller hindra att skador på sikt uppkommer på människor, egendom eller miljö.”.[304] Denna definition kan väl sägas återspegla vad som i ett miljövårdssammanhang måste betecknas som en minimalistisk ambitionsnivå. Detta hindrade emellertid inte regeringen att stryka den sista delen i denna definition i ett separat beslut under sommaren 2000. Därmed har saneringsförsäkringen fått ett tillämpningsområde som inte går särskilt långt utöver det som redan gäller för RTL.

---

[302] Detta är givetvis inte något som kännetecknar den nuvarande försäkringsgivaren (AIG), utan ligger just i systemet med enskilda försäkringsbolag som lägger anbud på att få administrera försäkringsmedlen. Enligt uppgift var antalet anmälda saneringsärenden 10 st. under 1999 och 4 st. under 2000 (uppgift av AIG på Naturvårdverkets konferens om efterbehandlingsansvar den 6/11-00). Ersättning hade utbetalts i tre fall under det förra året, varav ett av ärendena låg under 1 Mkr. Inkomsten för försäkringsbolaget i form av försäkringsavgifter kan uppskattas till c:a 40 Mkr årligen. (Den exakta siffran går inte att uttala sig om eftersom dessa uppgifter inte är offentliga. Tillsyn över AIG utövas f.ö. av den franska Försäkringsinspektionen eftersom företaget har sitt säte i Paris.) Dessa avgifter från företagen ackumuleras inte för saneringsändamål från år till år, utan försvinner i försäkringsbolagets rörelse.

[303] Se föregående avsnitt med hänvisning till miljöbalkens förarbeten.

[304] 3 § i försäkringsvillkoren.

2.3 Skadeståndsrättsligt miljöansvar

2.3.1 Miljöskadelagen och 33 kap. MB

Under denna rubrik ska jag endast kort behandla de svenska miljömyndigheternas möjlighet att använda skadeståndsrättsliga instrument i arbete med förorenade områden. Eftersom den traditionella genomförandemodellen för myndigheternas arbete i vårt land är förvaltningsrättslig, blir detta väsentligen en fråga om vem som har rätt att väcka talan på skadeståndsrättslig grund för s.k. ekologisk skada. Först några ord om bakgrunden till de nuvarande reglerna i 32 kap. MB om skadestånd för miljöskador.

Från början ingick de civilrättsliga reglerna om skadestånd för miljöskada i 1969 års miljöskyddslag (30-35 §§). Ansvaret var strikt och gällde för skada över en viss nivå. Ansvarsgrunden återspeglade den som gällde enligt både 12 § VRF[305] och den rättspraxis som utvecklats under 1900-talet när det gällde störningar från farliga verksamheter. 1986 fördes reglerna om skadestånd över till en egen lagstiftning, miljöskadelagen (MskL). Lagen anslöt i stort sett till de skadeståndsrättsliga reglerna i miljöskyddslagen, även om rättsläget klargjordes och utvecklades något. Vid tillkomsten av miljöbalken inlemmades MskL som ett eget kapitel (32 kap. MB) utan större förändringar. De uttalanden som gjordes i det senare lagstiftningsärendet var relativt intetsägande. Ledning för reglernas tillämpning får därför i stor utsträckning sökas i förarbetena till föregångarna och i den glesa rättspraxis som utvecklats angående skadestånd för miljöskada.

2.3.2 Ekologisk skada

Ersättning utgick enligt MskL för person- och sakskada, samt för ren förmögenhetsskada om den var av ”någon betydelse”[306]. Som redan nämnts, betraktas i en del länder miljömyndigheternas krav på kostnadstäckning för t.ex. efterbehandling av förorenad mark som en skadeståndsrättsligt grundad fordran. Skador som drabbar naturvärden utan samband med sakskada brukar benämnas ”ekologisk skada” i den skadeståndsrättsliga litteraturen. I förarbetena till MskL ställer sig lagstiftaren ganska kategoriskt avvisande till möjligheten att enligt svensk rätt ersätta sådan skada.[307] Efter 1986 har emellertid Högsta domstolen avgjort två mål där denna fråga har aktualiserats. Det ena målet gällde ett fornminne som en markägare hade skadat genom ett olagligt ingrepp (NJA 1993 s. 753). För att undvika ytterligare skador lät Riksantikvarieämbetet gräva ut hela fornminnet till en kostnad av

[305] För ordalydelsen, se avsnitt 2.1.2.1.
[306] 1 § MskL.
[307] Prop. 1985/86:83, sid. 20.

c:a 70 000 kr. I det efterföljande brottmålet väckte ämbetet talan mot markägaren med krav på ersättning för dessa utgifter, vilket godtogs av HD.

I det andra målet var det fråga om ersättning vid olovlig jakt på fridlysta djur (NJA 1995 s. 249). Högsta domstolen tillerkände Naturvårdsverket skadestånd med 20 000 kr vardera för två järvar utifrån en uppskattning av kostnaderna för den fridlysta artens upprätthållande, kostnader som ansågs ha onyttiggjorts genom jakten.[308] I domskälen pekade HD på att Sverige enligt internationella konventioner har åtagit sig att bevara utrotningshotade djur. En skada i form av ett olovligt skjutet djur av detta slag låg enligt HD på gränsen mellan ideell och ekonomisk skada. Med hänvisning till Fornminnes-målet ansågs staten ha en offentligrättslig skyldighet att bevara järvstammen, vilket enligt domstolen gjorde att ”(d)et ter sig i och för sig naturligt att vid olovlig jakt av järv liksom vid olovlig jakt av älg beakta den skada som sker på villebrådsbeståndet av just denna viltart.”.[309] Resonemanget i domen kan enligt min uppfattning summeras som så, att då staten företrädde ett offentligrättsligt intresse hade den rätt till ersättning för utgifter som orsakats av lagstridiga angrepp på detta intresse, även om det är svårt att entydigt etikettera denna skada.[310]

Räckvidden av dessa rättsfall har diskuterats i den skadeståndsrättsliga litteraturen. Kleineman anser att HD härmed har öppnat för en allmän möjlighet för myndigheterna att resa krav på ersättning för ekologisk skada.[311] Till detta synsätt anslöt sig Miljöbalksutredningen.[312] Utredningens slutsatser i denna del fick emellertid kritik, bl.a. från Lunds universitet (Bengtsson) som menade att slutsatserna var alltför vågade. Universitetet hänvisade till att det med nuvarande regler många gånger inte är möjligt att finna vare sig någon kompenserbar skada eller ens en skadelidande.[313] Larsson ansluter i sin avhandling om miljöansvar också till Bengtssons beskrivning av det traditionellt skadeståndsrättsliga synsättet på frågan om ekologisk skada enligt svensk rätt. Hon betecknar emellertid den svenska ståndpunkten som märkligt, eftersom vi samtidigt har anslutit oss till internationella skadeståndskonventioner som innehåller rätt till ersättning för återställningskostnader på grund av ekologisk skada, t.ex. 1971/1992 års

[308] Järv-målet har därefter följts upp med flera underrättsavgöranden om olaga vargjakt med ett motsvarande tänkesätt. Bugge nämner f.ö. ett tidigt norskt brottmål där ersättning dömdes ut till Forureningstilsynet för olaga jakt av kanadagås (Bugge i Forureningsansvaret, sid. 408 med hänvisning till RG 1979 s.715, Frostating).
[309] NJA 1995 s. 249, på sid. 253.
[310] Se Linds särskilda yttrande i NJA 1995 s. 249.
[311] Kleineman, J: Ideell skada eller förmögenhetsförlust – nytt synsätt under framväxt? JT 1995-96 sid. 101.
[312] SOU 1996:103 del 1, sid. 630f.
[313] Remissyttrande från Lunds universitet sid. 20. Bengtsson utvecklar en liknande inställning i sitt inlägg vid det 15:e nordiska sjörättsseminariet (Bengtsson: Det allmänna miljöansvaret 1993, sid. 13).

IOPC Fund Convention.[314] Larsson anser emellertid att domen i Järv-målet utgör ett brott mot denna tradition och ett erkännande av möjligheten till skadestånd för skada på miljön som ett allmänt intresse.[315] Avgörandet innebär vidare att en miljömyndighet kan anses som skadelidande som bärare av detta intresse och att skadan är kompenserbar i den utsträckning som den går att beräkna i ekonomiska termer. Enligt Larsson finns det flera tillvägagångssätt för detta senare ändamål, varav ett är att som Högsta domstolen uppskatta de kostnader som onyttiggjorts genom skadan. Ett annat är att beräkna kostnaden för återställningen av miljön, vilket är ordningen inom IOPC,.[316]

Som en sammanfattning av debatten om ekologisk skada i svensk rätt kan sägas att rättsläget är oklart. Klart är dock att de svenska myndigheterna, till skillnad från exempelvis de holländska och de danska,[317] normalt inte har arbetat med dessa instrument. Skälet till detta kan vara att de istället har förlitat sig på att de förvaltningsrättsliga reglerna på området i tillräcklig grad fyller sin uppgift. Jag återkommer i kapitel 8 med en närmare diskussion kring behovet av skadeståndsrättsliga instrument i miljömyndigheternas arbete med de förorenade områdena.

[314] Larsson 1999 sid. 305. Angående implementeringen av IOPC i svensk rätt, se lagen (1973:1198) om ansvarighet för oljeskada till sjöss. Även prop. 1994/95:169 Ändrade regler om ersättningsansvaret för oljeskador till sjöss, sid 41f, där det framgår att ersättning ska utgå för ”rimliga återställningskostnader”.
[315] Larsson 1999 sid. 497ff.
[316] Larsson 1999 sid. 490ff.
[317] Se nedan, kapitel 3 och 5.

2.4 Summering och kortfattade slutsatser

Detta kapitel, liksom de följande i denna första avdelning, avslutas med en kort summering. En fördjupad diskussion i de frågor som behandlas under rubrikerna nedan följer i avdelning II.

Lagstiftningsregimens utformning

Den svenska lagstiftningsregimen för förorenade områden i 10 kap. MB utgår i hög utsträckning från det reparativa ansvar som gällde enligt den föregående miljöskyddslagen (ML). Reglerna är förvaltningsrättsligt grundade, såväl materiellt (kravreglerna), som när det gäller den rättsliga instrumenteringen. Tillämpningsområdet för 10 kap. är vidsträckt och omfattar alla områden som är så förorenade att de utgör en fara för människor eller miljön. Registrering sker endast av de områden som är så allvarligt förorenade att det är nödvändigt att begränsa markanvändningen där (förklaring som miljöriskområde). Ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna med de förorenade områdena får betecknas som något oklar. Å ena sidan gäller den övergripande målsättningen i balken om en hållbar utveckling för dessa åtgärder. Å andra sidan begränsas de reparativa kraven enligt 10 kap. av en skälighetsbedömning. Denna bedömning ska göras genom en avvägning mellan vad som är miljömässigt motiverat i det enskilda området och kostnaden för åtgärderna. När det gäller omfattningen av de plikter som kan krävas är lagstiftningen traditionell och talar bara om ”undersökning” och ”efterbehandling” utan närmare precision. Inte heller i andra avseenden bjuder reglerna på några instrument som är särskilt avpassade efter miljöproblemet med de förorenade områdena.

Förvaltningsrätt och/eller skadeståndsrätt

När det gäller genomförandet av kraven gentemot lagens adressater, sker detta genom omprövningar av tillstånd eller förelägganden. Miljömyndigheterna har även en viss möjlighet att utföra undersökningar och efterbehandling på de ansvarigas bekostnad. Detta förvaltningsrättsliga genomförandesystem har både för- och nackdelar. Å ena sidan bedöms ansvaret i en och samma domstolslinje, oavsett om det är fråga om förelägganden om åtgärder eller krav på kostnadstäckning. Å andra sidan erbjuder de traditionella förvaltningsrättsliga instrumenten också på särskilda begränsningar i användbarheten på detta område (viteslagstiftningen). Frågan om miljömyndigheterna i Sverige har möjlighet att använda skadeståndsrättsliga instrument för att försvara de intressen som de är satta att skydda enligt lag, exempelvis med avseende på s.k. ekologisk skada, får betecknas som obesvarad.

Förorenarens ansvar

Ansvaret kan enligt 10 kap. MB kan beskrivas som indelat i två kretsar. I den första ingår förorenaren, eller som lagens uttryck ”den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen”. Hans ansvar omfattar att utföra eller bekosta skäliga åtgärder för att undersöka och efterbehandla det förorenade området. Vid denna skälighetsbedömning kan ansvaret lindras på grund av individuella faktorer som har med förorenaren och verksamheten att göra (följsamhet med dåtidens krav, tidsfaktorn m.m.). Finns flera förorenare är ansvaret solidariskt dem emellan, dock begränsat till den totala nivån för samtligas ansvar sammanräknat.

Markägarens skyldigheter

Miljöbalken innnehåller flera rättsliga konstruktioner som medför skyldigheter för markägare med anknytning till förorenade områden. Inledningsvis har markägaren en skyldighet enligt 9 kap. att vidta preventiva åtgärder så att föroreningar som ”förvaras” på hans fastighet inte skadar människor eller miljön. Detta ansvar kan i vissa fall innebära att han kan sägas ingå i första ansvarskretsen enligt 10 kap., om än underställd förorenaren. Till detta kommer att den som har förvärvat en fastighet efter ikraftträdandet av MB och därvid kände till (eller borde ha upptäckt) att den var förorenad, blir ansvarig om förorenaren inte finns tillgänglig för kraven. Dessa ”vetande förvärvare” utgör den andra ansvarskretsen. Markägaren kan slutligen – trots att han inte är ansvarig enligt ovan – även få stå för de kostnader som motsvarar den värdeökning som området undergår efter genomförd efterbehandling (värdeökningsbidrag).

Den del som inte täcks av förorenare eller markägare faller på det allmänna. Saneringsförsäkringen enligt 33 kap. har mycket begränsad användbarhet.

Miljökraven i tiden

Ansvaret enligt 10 kap. gäller för föroreningar som orsakats av verksamheter som varit i drift efter den 30 juni 1969, d.v.s. vid tiden för inträdet av den moderna miljölagstiftningen i Sverige (ML). De förvaltningsrättsligt grundade kraven anses inte vara föremål för preskription. Tidsfaktorn ska emellertid beaktas vid bedömningen av ansvarets omfattning. Markägarens preventiva ansvar enligt 9 kap. är i princip oberoende av när i tiden som upplaget eller föroreningen skedde.

3 Nederländerna

3.1 Miljörätten i Nederländerna

3.1.1 Inledning

Detta kapitel behandlar den nederländska lagstiftningen på området för markskydd och efterbehandling. Nederländerna är, jämte Danmark, det europeiska land där miljöarbetet på detta område har de längsta traditionerna. Här finns följaktligen en rik källa av erfarenheter att ösa ur. Till detta kommer en avancerad lagstiftning med omfattande rättspraxis. Sammantaget har detta gjort att Nederländerna är ett självklart val för en europeisk utblick inom rättsområdet för min studie.

Kapitlet inleds med ett avsnitt med några grundläggande fakta om landet, dess statsskick och rättsväsende. I detta ingår även en allmän beskrivning av den nederländska miljörätten och miljövårdsfamiljen.[318] I avsnitt 3.2 kommer så en redogörelse för de skadeståndsrättsliga regler och den rättspraxis som har betydelse för myndigheternas möjligheter att få kostnadstäckning för miljövårdsåtgärder på detta område. 1994 års lag om markskydd behandlas i avsnitt 3.3. Kapitlet avslutas med summering och några slutsatser.

3.1.2 Allmänna fakta om Nederländerna

Nederländerna kan betecknas som en ”decentraliserad enhetsstat”. Landet är uppdelat i tolv provinser och 800 kommuner. Allmänt kan sägas att Nederländerna är mer centralstyrt än Sverige. Provinsernas betydelse är inte så stort, bortsett från miljöområdet där de spelar en huvudroll. Kommunerna liknar de svenska och har en viss bestämmanderätt även om det inte är fråga om något ”kommunalt självstyre” i svensk mening. Statsskicket är konstitutionell arvsmonarki. Parlamentet består av två kammare, där den direktvalda

[318] Redogörelsen i de två inledande avsnittet bygger på Chorus m. fl. 1993 och Velthoen i MRT 1996:3 s. 328.

andra kammaren (Tweede kamer) är den lagstiftande församlingen.[319] Ett rådgivande organ på central nivå är det s.k. Raad van Staten (RS, ung. Riksrådet), med ledamöter som är utsedda av regeringen. Centrala sektorsmyndigheter saknas i Nederländerna. Den nederländska motsvarigheten till Naturvårdsverket,[320] Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) är en del av miljödepartementet.

De allmänna domstolarna finns i fyra instanser. Den lägsta utgörs av kantongerecht, som dömer i mindre mål. Denna instans saknar betydelse för de frågor som diskuteras i denna studie. Som första instans fungerar här istället arrondissementsrechtbank (Rb). Över dessa finns fem gerechtshof (Hof). Högsta domstolen är Hoge Raad (HR)[321]. Prövningen i Hoge Raad är inskränkt såtillvida att här prövas endast rättsfrågor, grundade på den presentation av målet som skett i lägre instans (kassation).

Den traditionella vägen för administrativa besvär går över omprövning hos den beslutande myndigheten och sedan direkt till en speciell avdelning inom Raad van Staten (Afdeling Bestuursrechtspraak). Även prövningen i denna instans är inskränkt och påminner om vår rättsprövning. Avsikten är att endast lagligheten i ett beslut ska kunna överprövas. Det finns även en mängd specialdomstolar på det förvaltningsrättsliga området. En omfattande reform av domstolsväsendet är på gång i Nederländerna. Den lägsta instansen inom de allmänna domstolarna försvinner. Förvaltningsbesvär kommer i fortsättningen att prövas av speciella avdelningar inom de allmänna domstolar. Nyordningen gäller emellertid inte ännu för miljörättsliga besvär.

Den nederländska konstitutionen, Grondwet (Gw), är från 1983. De grundläggande lagverken i övrigt är civillagen (Burgerlijk Wetboek, BW) från 1992,[322] civilprocesslagen, strafflagen och straffprocesslagen. Inom det förvaltningsrättsliga området finns en allmän förvaltningslag sedan 1994, Algemene Wet Bestuursrecht (Awb).

3.1.3 Miljövården i Nederländerna

3.1.3.1 Miljörätten och miljövårdsfamiljen

Nederländerna är ett av Europas mest nedsmutsade länder. Orsakerna kan sökas i den höga befolkningstätheten, ett intensivt jordbruk, att landet är centrum för internationella transporter samt en historisk tradition att fylla ut

[319] Första kammaren (Erste kamer) består av ledamöter som är utsedda av provinserna. Dess roll i lagstiftningsarbetet är svagare i det att den endast kan anta eller förkasta lagförslag (”Chambre de reflections”).
[320] Motsvarar snarast en blandning av Naturvårdsverket, Boverket och Socialstyrelsen.
[321] I den fortsatta löpande texten använder jag de svenska motsvarigheterna på de två första instanserna, d.v.s. tingsrätt för Rb och hovrätt för Hof.
[322] Den ersatte den äldre civillagen från 1838 ((äldre)BW).

låglänta områden med allsköns avfall och liknande. Dessa problem ger i sin tur en naturlig förklaring till att landet har en avancerad lagstiftning när det gäller fysisk planering och markanvändning.

Tyngdpunkten i miljövårdsarbetet ligger hos provinserna, medan kommunerna agerar fotfolk i tillsynen. En viktig skillnad mot Sverige är dock att de flesta tillstånd för miljöfarliga verksamheter meddelas av kommunerna. En annan skillnad som kan nämnas redan här, är att enskilda och organisationer har en mycket vidsträckt talerätt i miljöärenden. Det övergripande ansvaret för miljöarbetet har emellertid staten, vilket slås fast i art. 21 i 1983 års Grondwet: [323]

> ”It shall be the concern of the authorities to keep the country habitable and to protect and improve the environment.”

Bestämmelsen är mycket allmänt formulerad och det går att diskutera om den har något självständigt värde vid sidan om den övriga miljöskyddslagstiftningen. Art. 21 Gw har emellertid godtagits av Hoge Raad som grund för statens krav på miljöskydd som riktats mot enskilda.[324]

Den första generationens moderna miljölagstiftning som växte fram i Nederländerna under 1960- och 1970-talet var sektoriell, d.v.s. uppdelad efter verksamhetens eller miljöstörningens art. Detta ledde till ett splittrat och svåröverskådligt system. Som en reaktion på detta kom 1993 års miljöförvaltningslag, Wet milieubeheer (Wm). Lagen syftar till en integrerad miljöprövning och innehåller bestämmelser som är gemensamma för en rad olika verksamheter och aktiviteter. Miljöförvaltningslagen inleds med allmänna bestämmelser, bl.a. följande aktsamhetsregel i sec. 1.1a:[325]

> ”1. Every person shall treat the environment with due care.
>
> The care referred to in subsection one shall at any rate mean that any person who knows or may reasonably suspect that his acts or omissions may have damaging consequences for the environment shall be obliged to refrain from such acts in so far as this can reasonably be demanded of him, or to take every possible measure which may reasonably be demanded of him to prevent these consequences or, in so far as these consequences cannot be prevented, to minimize or rectify them.
>
> 2. The provisions of subsection one and two shall not affect liability under civil law and the right of legal persons to take legal action on that account, as referred to in Article 1, Book 2, of the Civil Code.”

[323] Officiell översättning av VROM. Fortsättningen anger jag bara om det inte är en officiell översättning.
[324] Rättsfallen Benckiser (se avsnitt 3.2.3) och Van Amersfoort (se avsnitt 3.2.4.1).
[325] Jag har valt att inte översätta det engelska uttrycket ”section” eftersom detta skulle leda till problem vid hänvisningen till understycken och underpunkter. Som förkortningar använder jag ”sec.” och ”secs.” (plural).

I 8 kap. Wm ges grunden för en allomfattande tillståndsregim som omfattar sådana listade verksamheter som kan förorena luften, marken eller orsaka buller. EU:s s.k. IPPC-direktiv[326] är implementerat genom dessa regler. När det gäller dessa pågående verksamheter och faran för markförorening, anses i Nederländerna att EG-direktivet påbjuder ett system med ”base-line studies”. Detta innebär att den sökande måste dokumentera det påtänkta verksamhetsområdets föroreningsstatus i tillståndsärendet. När verksamheten sedan avslutas ska detta föregås av en anmälan och en ”closure report”, med motsvarande innehåll som den inledande studien.[327] Med hjälp av dessa dokument ska tillsynsmyndigheten kunna avgöra om föroreningarna i området har ökat. Om så har skett ska verksamhetsutövaren föreläggas att återställa marken i dess ursprungliga skick. Innebörden av dessa regler är alltså dels att full återställning ska ske, dels att efterbehandlingsansvaret kanaliseras till den siste utövaren av verksamheten.

Miljöförvaltningslagen (Wm) innehåller även regler om avfall, miljöplaner, miljökonsekvensbeskrivningar, miljökvalitetsnormer, olyckshändelser m.m. Lagen är fortfarande under utarbetande och helt färdigställd kommer den att omfatta 22 kapitel. Regler om tvångsmedel återfinns i 18 kap Wm. Av dessa finns det tre typer; förelägganden, vite och återkallande av tillstånd.

Även i färdigställt skick, blir miljöförvaltningslagen inte någon heltäckande ”miljöbalk”. Så innehåller den få materiella kravregler förutom den allmänna aktsamhetsregeln i sec. 1.1a. Dessa ges istället i speciallagar eller i civillagen (BW). Miljöförvaltningslagens verksamhetsbegrepp täcker inte heller in alla typer av miljöstörande aktiviteter, bl.a. omfattas inte vattenföroreningar. Dessa omfattas istället av tillståndsplikt enligt 1969 års ytvattenlag, Wet verontreiniging oppervlaktewater (Wvo). Ansvarig myndighet under den lagen är regionala vattenstyrelser, vars jurisdiktion följer avrinningsområdena. Dessa styrelser ansvarar för såväl vattnets kvalitet som kvantitet, och de äger samtliga reningsverk i landet. Även ytvattenlagen innehåller en tillståndsplikt som är allomfattande.

3.1.3.2 Lagstiftning om förorenade områden

Nederländerna var tidigt ute med lagar som syftade till markskydd. Den första lagstiftning som uttalat hade detta syfte var en lag om bekämpningsmedel som kom 1962. Under de följande två årtiondena följde sedan sektorsvisa lagar för skyddet av luften, vattnet och marken. 1976 kom en lag om kemiskt avfall och ett år senare en allmän avfallslag. 1979 inträffade så den uppmärksammade ”Lekkerkerk-affären” som definitivt gjorde

[326] Dir. 96/61/EG.
[327] VROM 1996, sid. 11.

den nederländska allmänheten och politikerna medvetna om hälso- och miljöproblemen med förorenade marker. I samhället Lekkerkerk hade bostäder byggts i ett område som tidigare hade använts som deponi för kemiskt avfall. Problemen blev akuta, bostäderna måste utrymmas och husen rivas. Som en reaktion på den starka folkliga opinion som följde i spåren på denna nederländska B T Kemi-skandal, påbörjade myndigheterna ett inventerings- och lagstiftningsarbete med avseende på förorenade områden.

År 1983 kom den tillfälliga lagen om marksanering, Interim bodemsanering (Ibs). Den innehöll främst bestämmelser om hur undersökning och efterbehandling av de områden som redan var allvarligt förorenade skulle ske, och vem som var ansvarig för att dessa åtgärder utfördes. Närmare regler för undersökning och efterbehandling gavs i en vägledning som kom samma år. Där introducerades också en lista med numeriska värden till stöd för bedömningen om ett områdes föroreningsstatus. Den s.k. ”nederländska listan” med A-, B- och C-värden blev vägledande även internationellt.[328] Syftet med lagstiftningen var att åstadkomma och upprätthålla markens hållbara kvalitet genom att tillämpa principen om ”multifunktionalitet”. Denna innebar att ambitionen vid efterbehandlingen av ett område var att marken efteråt skulle bli lämplig för känsligaste tänkbara användning, t.ex. daghem eller grönsaksodling. Undantag från denna princip gjordes endast om lokala omständigheter talade för att efterbehandlingen skulle bli oproportionerligt dyr eller var tekniskt omöjlig att genomföra.

1983 års lagstiftning (Ibs) följdes några år senare av 1987 års lag om markskydd. Denna innehöll aktsamhetsregler för sådana aktiviteter som medför risk för förorening av mark och vatten. Lagen innehöll även en skyldighet att reparera de skador som uppstått av sådan verksamhet. Den innehöll även bemyndiganden som sedermera kom att utnyttjas för flera förordningar och föreskrifter på området. Ibs var menad som en tillfällig lösning, vilket redan detta talade för att den skulle ersättas av en permanent lag om markskydd. Den kom emellertid att gälla i nära tolv år, fram t.o.m. 1994. Som redan nämnts,[329] ökade också med åren medvetenheten och erfarenheterna av omfattningen och graden av miljöproblemet. Slutligen blev utvecklingen av rättspraxis under Ibs ytterligare ett viktigt skäl för den nederländska regeringen att reformera lagstiftningen. 1994 kom därför en samlad reglering om markskydd och förorenade områden, lagen om markskydd (Wet bodembescherming, Wbb) som gäller än idag.

[328] A-värdena stod för ren mark, B-värdena för att ytterligare utredning måste ske och C-värdena slutligen för att marken var allvarligt förorenad.
[329] Avsnitt 1.2.2.4.

3.2 Skadeståndsrättslig grund för statens kostnadstäckning

3.2.1 Inledning

Förhållandet mellan civilrätt och offentlig rätt i Nederländerna är komplicerat och i vissa avseenden väsensskild från den ordning som vi i Sverige är vana vid. Detta har flera orsaker. För det första finns en gammal tradition att enskilda har en grundläggande rätt att vända sig till allmän domstol för få administrativa beslut överprövade i de fall då inga offentligrättsliga remedier finns att tillgå.[330] För det andra var den förvaltningsrättsliga lagstiftningen länge ganska outvecklad när det gällde myndigheternas möjligheter att genomföra sina beslut. Så dröjde det ända fram till slutet av 1980-talet innan bestämmelser om vite infördes i miljölagstiftningen. Dessförinnan förlitade man sig i huvudsak på de straffrättsliga reglerna. I rättspraxis utvecklades emellertid en möjlighet för de offentliga myndigheterna att använda sig av skadeståndsrättsliga remedier för att skydda allmänna intressen. Praxisen utvecklades först på det skatterättsliga området, men fick så småningom allmän spridning, bl.a. till miljörätten. Med stöd av civillagen (BW) har myndigheterna tillåtits att agera, dels genom att sätta stopp för olagliga hanteringar, dels genom att genomföra åtgärder på den ansvariges bekostnad. I den konkurrens som därvid uppstod mellan skadeståndsrätten och de offentligrättsliga reglerna utvecklade Hoge Raad vissa gränsdragningsregler. Dessa går under samlingsbeteckningen ”twee weegenleer”.[331] Innebörden är att den skadeståndsrättsliga vägen är öppen för myndigheterna så länge som den inte innebär ett oacceptabelt intrång i den offentligrättsliga lagstiftningen.

1983 års tillfälliga lag om marksanering (Ibs) utgick från att det var myndigheterna som hade initiativet när ett område skulle undersökas och efterbehandlas. Staten hade det övergripande ansvaret och provinserna svarade för genomförandet. Provinserna inventerade misstänkta områden och upprättade efterbehandlingsprogram där de allvarligt förorenade områdena listades. De genomförde också efterbehandlingen av dessa områden, allt eftersom områdena prioriterades. Staten stod för 90 % av kostnaderna för dessa åtgärder, resten fick den berörda kommunen skjuta till. Den nederländske lagstiftaren menade emellertid inte att kostnaden skulle stanna på

[330] Chorus m.fl. 1993, sid. 285 som anger art. 2 i Wet op de rechterlijke organisatie (act on judicial organisation) som rättsligt stöd för en sådan talan.
[331] I den nederländsk-engelska juridiska litteraturen ”the dual track doctrine” eller ”two road doctrine”.

staten och kommunerna.[332] Avsikten var istället att det vara förorenaren som slutligt skulle få betala, varför det stadgades i art. 21 Ibs (min kursiv):[333]

> ”Our Minister can - subject to moderation by the court - claim the costs incurred by the State, the province and the municipality from the person *whose tortious act* has caused the pollution of the soil in the case in hand, if a contribution, under this law, towards the costs of preparation or implementation of the clean-up of a case of soil pollution has been granted to a province or a municipality.”

Bestämmelsen angav alltså att den rättsliga grunden för förorenarens ansvar var skadeståndsrättslig. Miljömyndigheterna blev följaktligen hänvisade att söka kostnadstäckning av förorenarna genom en skadeståndsrättsligt grundad talan i domstol. Den nederländska staten har också varit ytterst aktiv med att söka driva in dessa kostnader genom att stämma de presumtivt ansvariga. Att Ibs innehöll begränsade möjligheter att överklaga miljömyndigheternas beslut bidrog också till att konfrontationen mellan dessa och förorenarna skedde inför domstol. Resultatet har blivit att det idag finns mer än 150 mål där frågor som rör efterbehandling har blivit belysta.[334] Många av målen har rört klassiska frågor om ansvar för miljöskada, såsom vem som är verksamhetsutövare, tidsaspekten, fördelningen av ansvaret mellan flera, skälighetsavvägningar m.m. Utöver detta har även frågor som är centrala just för lagstiftningen om förorenade områden belysts. Dessa har gällt bl.a. klassningen av ett område som allvarligt förorenat, ambitionerna och medlen för efterbehandling i det enskilda fallet m.m.[335]

I avsnitten nedan följer en redogörelse för grunddragen i denna rättspraxis, med inriktning på de frågor som är centrala för avhandlingen. Jag inleder dock med att ge en kort beskrivning av några grundläggande regler i civillagen (avsnitt 3.2.2), samt den rättspraxis som utvecklats för myndigheternas valrätt mellan skadeståndsrättsliga och offentligrättsliga remedier, ”twee weegenleer” (avsnitt 3.2.3).

3.2.2 Skadeståndsrätten enligt 1993 års civillag (BW)

Skadeståndsreglerna i BW återfinns främst i lagverkets 6:e bok. Den grundläggande regeln om utomobligatoriskt skadestånd återfinns i art. 6:162,

[332] Bland annat motsatte sig industrin och så småningom även det nederländska parlamentet att finansieringen skedde över skattebudgeten, eftersom detta ansågs strida mot principen att förorenaren ska betala (PPP).
[333] Översättningen till engelska återfinns i Betlem 1995b, not 32.
[334] Intervju med Onno van Sandick, VROM, Den Haag 14/9-96.
[335] Uniken Venema: From civil law to administrative law. TMA 1995 s. 115.

som motsvarar art. 1401 (äldre)BW och den rättspraxis som utvecklats under denna. Art. 6:162(1 och 2) som lyder i engelsk översättning:[336]

> ”1. A person who commits an unlawful act toward another which can be imputed to him, must repair the damage which the other person suffers as a consequence thereof.
>
> 2. Except where there is a ground of justification, the following acts are deemed to be unlawful: the violation of a right, an act or omission violating a statutory duty or a rule of unwritten law pertaining to proper social conduct.”

Enligt detta lagrum finns alltså tre grunder för rättsstridig handling (”unlawful act”). Först anges kränkning av en rätt (”violation of a right”). Exempel på en sådan handling kan vara intrång i en fastighetsägares rätt till sin egendom genom störning eller förorening. Eftersom staten äger de större vattenvägarna[337] (art. 5:27 BW), kan det allmänna åberopa denna grund när sedimenten och stränderna vid dessa vattenvägar blivit förorenade av utsläpp. Den andra grunden för skadestånd är brott mot en uttrycklig skyldighet enligt lag (”violation of statutory duty”). Med uttrycket ”skyldighet enligt lag” avses här varje civil- eller offentligrättslig bestämmelse samt även tillstånd med stöd av sådan lag. Att bedriva verksamhet utan tillstånd eller att bedriva den i strid mot villkoren i tillståndet kan därmed utlösa skadeståndsansvar. En förutsättning är dock att den skadelidandes intressen skyddas av den aktuella tillståndsplikten.[338] Den sista grunden utgörs av vanlig oaktsamhet (”violation of unwritten law”).[339]

Art. 6:95-96 BW definierar skadebegreppet. Förutom sakskada och förlust av vinst, täcks även skäliga kostnader för att förebygga och mildra skada, för att uppskatta skadan och ansvaret samt vissa förhandlingskostnader. Det bör även nämnas att en presumtiv skadelidande kan använda sig av de civilrättsliga reglerna i BW för att kräva försiktighetsmått av, eller förbud mot, en verksamhet som kan medföra skada på hans intressen (art. 3:296 BW).

I art. 6:173-193 BW ges särskilda ansvarsregler för djurhållning, byggnader, produkter m.m. Ansvaret för byggnader har i rättspraxis givits en vidsträckt tolkning. I det s.k. Amer-målet[340] blev ägaren till en oljetank som sprang läck och orsakade förorening i en flod strikt ansvarig för dessa skador. Detta tillhör dock ovanligheterna. De mest intressanta reglerna är istället

---

[336] Översättningen är från Betlem 1993. Hela BW finns på engelska av Haanapel-MacKay: New Netherlands civil code: Patrimonial law. Kluwer, Deventer-Boston 1990.
[337] Egentligen marken under och, i viss utsträckning stränderna vid, de större vattenvägarna.
[338] Se rättsfallen Zegwaard (HR 17/9-82, NJ 1983:278) resp. Van Dam (HR 9/1-81, NJ 1981:227).
[339] Även uttrycken ”breach of duty of care” eller ”negligence” används synonymt.
[340] HR 13/6-75, NJ 1975:509.

de som gäller för farliga substanser (art. 6:175) och avfallsdeponier (art. 6:176). Bestämmelserna, som innebar en anpassning till olika ansvarskonventioner som Nederländerna har skrivit under, kom 1995 och de gäller endast framåt i tiden. Här återfinns reglerna från de internationella transportkonventionerna samt från Europarådets konvention om ersättningsansvar för skador från miljöfarlig verksamhet.[341] Reglerna i BW bygger i dessa delar på strikt (objektivt) ansvar för den som yrkesmässigt hanterar farliga substanser eller driver avfallsdeponier. Det kan i sammanhanget noteras att bestämmelserna inte täcker ”ekologisk skada”.

3.2.3 ”Twee weegenleer” eller ”two road doctrine”

Som redan har nämnts har nederländska myndigheterna kunnat tillämpa de skadeståndsrättsliga reglerna för att försvara allmänna intresse. Möjligheten har utvecklats i rättspraxis och därvid har Hoge Raad även angivit de gränser som gäller för de offentliga myndigheternas valrätt mellan de civilrättsliga och de offentligrättsliga remedier.[342] Redan i rättsfallen Motorway 12 och Gaasterdijk/Zuidpool[343] på 1970-talet slog Hoge Raad fast att en offentlig myndighet kunde skydda sina intressen genom en civilrättsligt grundad talan inför domstol.

> I Motorway 12 var det fråga om att staten ville ha ersättning för sina saneringskostnader i samband med en trafikolycka som hade resulterat i omfattande kemikalieutsläpp. Staten stämde tankbilens försäkringshållare för att få ersättning för sina kostnader på skadeståndsrättslig grund. Man menade att föraren hade brutit mot trafikreglerna och därmed hade agerat oaktsamt gentemot staten (breach of statutory duty). Tingsrätten ogillade talan och uttalade att staten endast kunde förlita sig på de regler som fanns att tillgå i kemikalielagstiftningen. Hovrätten ändrade och bolaget begärde kassation. Hoge Raad fastställde emellertid domen och uttalade att statens intresse som förvaltare av vägen var ett sådant intresse som skyddades av art. 1401 (äldre)BW.[344]

[341] Council of Europe convention on civil liability for damage resulting from activities dangerous to the environment, 32 ILM 1228 (1993).
[342] Kernkamp, sid.13, även Betlem 1993 kap. 6:3 (sid. 334ff).
[343] HR 19/12-75, NJ 1976:280 och HR 26/5-78, NJ 1978:615. Referaten för rättsfallen under denna rubrik bygger främst på det ovan angivna avsnittet ur Betlem 1993.
[344] Här var det alltså inte fråga om statens ansvar som ägare till vägen, utan om dess offentligrättsligt grundade plikt att vidta skyddsåtgärder i samband med väghållningen.

> I Gaasterdijk var det också fråga om utsläpp i samband med en olycka och ersättning för saneringskostnader. Skillnaden var dock att i detta fallet skedde olyckan till havs och det fanns ingen offentligrättslig skyldighet för staten att agera. Enligt Hoge Raad räckte det emellertid med att staten faktiskt hade tagit på sig denna uppgift.[345]

Rättsfallet Benckiser[346] innebar det slutliga erkännandet av att det allmänna intresset av miljövård skyddades av skadeståndsreglerna i BW.

> Den tyska firman Benckiser genererade stora mängder cyanidhaltigt avfall. Ett nederländskt transportföretag åtog sig att omhänderta avfallet för destruering mot en avgift som avsevärt underskred gängse deponeringsavgifter i Tyskland. Transportföretaget bedrev emellertid ingen destrueringsverksamhet utan fraktade avfallet till olika platser i Nederländerna, där det dumpades. Dessa platser blev, eller riskerade att bli, förorenade av cyaniderna. Staten väckte talan på skadeståndsrättslig grund (art. 1401 (äldre)BW) och yrkade förpliktande för företaget att ta tillbaka avfallet. Tingsrätten ogillade talan och menade att staten skulle använda sig av de offentligrättsliga instrumenten som erbjöds i den dåtida kemikalielagstiftningen. Hovrätten kom till motsatt slut, vilket godtogs av Hoge Raad som menade att statens talan syftade till att snabbt komma till rätta med en situation som kunde innebära ökad miljöskada. Att detta var en statlig uppgift framgick av art. 21 Grondwet och 1983 års lagstiftning om marksanering (Ibs). Dåtida kemikalielagstiftning eller strafflagstiftning erbjöd vidare inte några instrument som kunde användas för att uppnå detta syfte. Hoge Raad menade därför att en användning av de civilrättsliga reglerna i BW inte innebar något oacceptabelt intrång i den offentligrättsliga lagstiftningen vid den tiden.[347]

Att myndigheternas tillgång till civilrättslig talan inte är oinskränkt framgick emellertid redan av rättsfallet Limmen[348]. Här var det en kommun som på

[345] Det bör observeras att jag helt har måst förlita mig på engelska referat av rättsfallen, här Betlem: 1993 sid. 341. På samma sida (not 148) finns f.ö. flera rättsfall i denna fråga med miljörättsliga förtecken.
[346] HR 14/4-89, NJ 1990:712, TMA 1989 s. 90. Det finns även ett straffrättsligt avgörande i Benckiser-affären som är intressant för frågan om bolagsansvar (HR 18/10-88, NJ 1989:496).
[347] Även rättsfallet Staat - Kabayel (HR 18/2-94, NJ 1995:718) har nämnts som ett viktigt avgörande när det gäller konkurrensfrågan mellan civilrätt och offentligrätt (Seerden & Heldeweg i Comparative environmental law in Europe, sid. 307).
[348] HR 9/11-73, NJ 1974:91.

civilrättslig grund (motsv. art 3:296 BW) ville ha ett domstolsingripande för att förhindra byggande i strid mot en fastställd byggnadsplan. Hoge Raad ogillade emellertid käromålet och menade att blotta intresset av laglydnad inte var sådant att det skyddades av art. 1401 (äldre)BW.[349] Det rättsfall som är mest klargörande för gränsdragningen mellan civilrätten och offentligrätten är emellertid Windmill[350].

> Här uppträdde staten dels som ägare av en farled, dels som företrädare av det allmänna intresset av god vattenvård. Företaget Windmill Nederländerna BV tömde förorenat slam i ett biflöde till Rhen. Man hade nödvändiga tillstånd enligt vattenlagarna. Staten hade inte motsatt sig utsläppen i sig och det hade inte heller uppkommit några extra kostnader för muddring. Vad staten ville uppnå var istället att få stopp på utsläppen med hänvisning till att företaget inte hade betalat utsläppsavgifter i enlighet med ett avtal parterna emellan.[351] Hoge Raad godtog inte detta resonemang. Först uttalade domstolen rent allmänt att den civilrättsliga vägen är öppen för de offentliga myndigheterna om en sådan rättstillämpning inte medför ett oacceptabelt intrång i den offentligrättsliga lagstiftningen. Avgörande för denna bedömning var enligt Hoge Raad, för det första, bestämmelsernas innehåll och syfte. Ledning kan i den delen tas av lagens förarbeten. För det andra ska hänsyn tas till att enskilda intressen inte kränks av att myndigheterna väljer civilrättsliga remedier. Och slutligen är det en indikation på oacceptabelt intrång, om motsvarande resultat kan uppnås med stöd av den offentligrättsliga lagstiftningen eller att denna utesluter en användning av de civilrättsliga reglerna. I den konkreta bedömningen i rättsfallet uttalade Hoge Raad att 1969 års ytvattenlag erbjöd staten en möjlighet att lagstifta om utsläppsavgifter, vilket den dock inte hade utnyttjat. Domstolen menade att denna underlåtenhet inte skulle gå ut över de enskilda intressena. Reglerna i den offentlig-

[349] Denna slutsats har emellertid blivit något nyanserad genom det uppmärksammade rättsfallet De Nieuwe Meer (HR 27/6-86, NJ 1987:743). Fallet är annars mest känt för frågan om miljögruppers talerätt i och med att Hoge Raad här slog fast att ”trees have standing” i Nederländerna. Närmare bestämt uttalade domstolen att miljögrupper i enlighet med ändamålsbeskrivningen i deras föreningsstatuer kan väcka talan med stöd av BW för att få stopp på en miljöförstörande aktivitet. Avgörandet har tolkats som ett erkännande av att art. 1401 (äldre)BW även innefattar ett skydd mot ekologisk skada (Betlem: 1993 sid. 343). Däremot kan en miljögrupp inte få skadestånd på samma grund. Idag finns bestämmelserna om ideella föreningars talerätt i art. 3:305a BW.

[350] HR 26/1-90, NJ 1991:393, TMA 1990 s. 132.

[351] Jag inser att detta framstår som en underlig tillämpning av de civilrättsliga reglerna. Detta är dock den bild ges i de engelska referaten av rättsfallet (se exempelvis Betlem 1993, sid. 344ff, Seerden & Heldeweg i Comparative environmental law in Europe, sid. 307).

> rättsliga lagstiftningen erbjöd dessutom ett högre skydd för de motstående enskilda intressena än vad avtalssituationen kunde erbjuda. Till detta kom att ett gillande av käromålet skulle innebära en olycklig hopblandning av statens roll som enskild ägare, och dess roll som företrädare av allmänna intressen. Sammantaget innebar detta enligt Hoge Raad att en tillämpning av skadeståndsreglerna i detta fall inte var godtagbar.

Efter Windmill har det kommit några rättsfall som tyder på att myndigheten inte kan använda sig av den skadeståndsrättsliga vägen för att genomdriva miljökrav i en situation där genomföranderegelerna i 1993 miljöförvaltningslag (Wm) är tillämpliga.[352] Helt klart står dock den förra vägen öppen i de fall som den uttryckligen finns anvisad i den offentligrättsliga lagstiftningen. Den sammanfattande slutsats som enligt min mening går att dra av denna rättspraxis är följande: Utgångspunkten är att de offentliga myndigheterna har rätt att använda sig av skadeståndsrättslig grunder för att säkra de intressen som de enligt lag ska skydda.[353] Miljövård och efterbehandling är intressen som skyddas av den allmänna skadeståndsregeln i art. 6:162 BW. Tillgången till offentligrättslig lagstiftning kan emellertid begränsa den skadeståndsrättsliga vägen för myndigheten. För att nå klarhet i denna konkurrensfråga tillämpas ”Windmill-testet”.

3.2.4 Ansvaret i tiden

3.2.4.1 Retroaktivitet och relativitet

När den nederländska lagstiftaren 1982 valde att knyta ansvaret enligt den tillfälliga lagen om marksanering (Ibs) till de skadeståndsrättsliga reglerna i (äldre)BW var avsikten att bedömningen enbart skulle göras utifrån det aktsamhetsbegrepp som gällde vid tiden för den skadegörande handlingen. Man menade att denna bedömning kunde göras oavsett när den skadegörande handlingen hade skett, och oavsett vilket intresse som hade skadats. Meningen var att slå fast att varje handling som på så sätt bedömdes vara oaktsam och som hade resulterat i en allvarlig förorening, nu skulle anses utgöra en kränkning av statens intresse av ren miljö. Därigenom skulle regeln få retroaktiv effekt. Med detta för ögonen drev den nederländska staten en rad processer mot olika företag under 1980-talet. Till en början skördades också framgångar i underrätterna som accepterade detta synsätt.

[352] Seerden & Heldeweg i Comparative environmental law in Europe, sid. 307.

[353] Denna slutsats dras bl.a. i Betlem 1993 sid. 346, Seerden & Heldeweg i Comparative environmental law in Europe, sid. 307 och Kernkamp sid. 16. Det kan i sammanhanget nämnas att enskilda skadelidande kan kumulera sin anspråk till en statlig talan.

Hoge Raad var emellertid av en annan mening. Domstolen godtog i och för sig att ansvaret enligt art. 21 Ibs gjordes ”retroaktivt” i den betydelsen att paragrafen omfattade även skadegörande handlingar som skett före lagens ikraftträdande. Detta ställningstagande gjorde Hoge Raad i rättsfallet Van Amersfoort.[354] I samma rättsfall ställde man sig däremot avvisande till uppfattningen att art. 21 Ibs skulle utgöra en helt egen skadeståndsrättslig grund. Domstolen uttalade istället att samtliga de rekvisit som gällde för rättsstridig handling i art. 1401 (äldre)BW måste vara uppfyllda för att staten skulle nå framgång med sin talan.[355] Ett av dessa rekvisit var kravet på ”relativitet”. Begreppet har lång tradition i Nederländerna och gäller närmast frågan om vilket intresse eller vilken person som skyddas av en bestämmelse. I den nederländska doktrinen betonas att begreppet relativitet har stora likheter med frågan om förutsebarhet.[356] Idag ger art. 6:163 BW uttryck för relativitetskravet:

> ”There is no obligation to repair damage when the violated norm does not have as its purpose the protection from damage such as that suffered by the victim.”

Hur denna bestämmelse ska tillämpas när det gäller ansvar för historiska miljöskador, preciserade Hoge Raad i två avgöranden 1992; Akzo Resins och Van Wijngaarden.[357]

> I dessa fall var det fråga om företag som hade orsakat allvarliga föroreningar inom sina egna verksamhetsområden. Staten hade undersökt och efterbehandlat områdena och stämde nu för kostnadstäckning. Hoge Raad uttalade emellertid att en förutsättning för att kunna tillämpa de skadeståndsrättsliga reglerna i en sådan situation var att den ansvarige vid tidpunkten för den skadegörande handlingen kände till att staten rent faktiskt hade ett intresse av efterbehandling. Detta statens intresse måste dessutom ha nått en viss precision enligt följande av domstolen:
>
> > ”…, not only that the act infringed the general interest in an environment as pure as possible which is entrusted to the care of the government, but also that financial harm arises or is threatening to arise for the government, not taking into consideration whether such

[354] HR 9/2-90, NJ 1991:462, TMA 1990 s. 114. Se även Dunné-Bierbooms-Van i EL 1993 s. 72.
[355] Betlem 1993, på sid. 367.
[356] Se Dunnés kritik av dessa rättsfall i TMA 1994 s. 170.
[357] HR 24/4-92, NJ 1993:642-643, TMA 1992 s. 132. Citaten är från Akzo Resins-målet (återgivet i Betlem 1993, på sid. 372), men giltigt för båda målen som avgjordes samtidigt.

> harm falls within the framework for compensation under Art. 21. Harm in this context may occur in a variety of ways, not only by incurring costs for cleaning up the polluted soil and ground water but also, for example, by incurring costs for the discovery and investigation of severly polluted land, the development of appropriate methods for cleanup, adopting temporary provisions to prevent spreading of the pollution and monitoring the measure adopted."

> Hoge Raad menade alltså att det inte var tillräckligt att visa att företagen kände till att staten hade en allmän strävan efter ren mark, även om denna strävan hade kommit till uttryck genom införandet av aktsamhetsregler för kemikaliehantering och liknande. Det måste därutöver vara fråga om den tidpunkt då staten faktiskt började att dra på sig kostnader för undersökning och efterbehandling av förorenade marker. Avgörande var inte heller de enskilda företagens kunskap vid en viss tidpunkt, utan när man först kunde tala om en allmänt utvecklad medvetenhet bland de företagsledande kretsarna.[358] Denna tidpunkt kunde enligt domstolen beräknas genom studier av miljörättsliga förarbeten som menade att först vid mitten av 1970-talet var detta fallet. För enkelhets skull satte Hoge Raad det avgörande datumet till den 1 januari 1975. Undantag kunde dock göras om det i enskilda fall kunde visas att det förorenande företaget före 1975 kände till att dess utsläpp kunde föranleda efterbehandling.[359]

Målen om Akzo Resins och Van Wijngaarden handlade som sagt om ansvaret för förorening på egen mark. Det var en vanlig uppfattning före 1994 att frågeställningen var annorlunda när det gällde förorening som orsakats av deponering av kemikalier eller avfall på annans mark. I dessa situationer var det ju fråga om avfall som företagen inte längre kontrollerade och som utgjorde en helt annan fara mot delvis andra intressen. Det ansågs också vara troligare att staten då skulle agera med större skyndsamhet eftersom det tidigt fanns regler som förbjöd viss deponering. Bedömningen av relativitet borde i dessa fall också göras utifrån frågan om det var förutsebart att *någon skadelidande* – inte bara staten – skulle resa krav på efterbehandling av de områden som förorenats. Tredjemannaintresset skulle alltså framstå som mycket tydligare i dessa fall.[360] Dessa frågor var föremål för bedömning i tre

[358] Betlem 1993 sid. 373.
[359] Betlem nämner som exempel på en sådan situation att efterbehandlingsåtgärder redan vidtagits i grannskapet (Betlem i EELR 1995, sid. 238).
[360] Detta var t.ex. föredragande generaladvokaten Kopmans inställning i Shell-Duphar-Fasson-målen, se Taams-Uilhoorn i EL 1995 s. 39.

uppmärksammade domar som avgjordes samtidigt 1994 i målen om Shell, Solvay/Duphar och Fasson/Van den Brink.[361]

> I Shell-målet var det fråga om dumpning av kemiskt avfall under perioden 1954 till 1959. Området bebyggdes 1961 och allvarliga föroreningar upptäcktes 20 år senare. Målet mot Solvay Duphar handlade om ett företag som tillverkade bekämpningsmedel 1960-69, resterna hamnade på Volgermeerpolder avfallstipp. Deponeringen var i strid mot reglerna som gällde där, vilket också påpekades av miljömyndigheten. Fasson-målet handlade om deponering av olje- och lösningsmedelhaltigt avfall på en deponi i Goudsberg. Tippningen stred såväl mot villkoren i tillståndet för verksamheten, som reglerna som gällde på avfallstippen. I sin dom avvisade emellertid Hoge Raad synsättet att relativitetsbedömningen skulle bli en annan i dessa fall, jämfört med 1992 års avgöranden om Akzo Resins och Van Wijngaarden. Domstolen menade att dumpning av avfall ansågs vara en förnuftig åtgärd och utgjorde det enda rimliga alternativet för företagen under denna perioden. Inte heller ansågs det visat att företagen på annat sätt varit oaktsamma i sin kemikaliehantering och käromålet ogillades därför.

Hoge Raads avgöranden i Shell-, Duphar- och Fasson/Van den Brink-målen har kritiserats i den nederländska doktrinen. Olika författare har bl.a. pekat på att domstolen felbedömt dåtidens regler om kemikaliehantering och deponering. Det finns även en kritik som går ut på att Hoge Raad har frångått den avgränsning av förutsebarhetsbegreppet som man annars har gjort i asbestosfall.[362] Jag har av givna skäl svårt att uttala mig om giltigheten i denna kritik. I en beskrivning av gällande nederländsk rätt, bör det emellertid räcka med att konstatera att Hoge Raad med dessa domar har fastställt att relativitetskravet i nederländsk skadeståndsrätt (”Shell-formeln”) har allmän giltighet när det gäller miljömyndighetens möjlighet att få kostnadstäckning för efterbehandling. Kravet gäller oavsett om föroreningarna är kvar i verksamhetsområdet, eller har spridit sig till omgivningarna. Sammantaget innebär detta att ansvarsreglerna i lagstiftningen om förorenade områden är retroaktivt tillämpliga på utsläpp som skett före ikraftträdande av dessa regler, dock normalt inte före 1975. Detta kan väl i och för sig sägas vara en tolkning som är generös mot de förorenande företagen. Shell-formeln har

[361] HR 30/9-94, NJ 1994:196-198, TMA 1994 s. 163, 164 och 166. Även dessa mål (”Shell-målen”) avgjordes samtidigt och, efter vad jag kan läsa ut av referaten, med likalydande domskäl.

[362] Se bl.a. en mycket kritisk kommentar av Dunné i TMA 1995 s. 140. Se även Bauw sid. 132 och Vans referat av asbestosmålet De Shelde (HR 25/6-93, TMA 1994 s. 93.)

emellertid också en annan sida som utgörs av det faktum att *efter detta datum* anses företagen ha kännedom om att deras verksamheter kan orsaka skador i mark och vatten. Resultatet av detta har blivit att oaktsamhetsbedömningen i rättspraxis varit typbetonad och emellanåt mycket sträng när det gäller dessa senare föroreningar.[363] En vanlig invändning från de instämda företagens sida har därför blivit att all skada varit orsakad före 1975.[364] I en del fall har domstolarna mött dessa invändningar genom att proportionera kostnadsansvaret efter hur lång tid som föroreningarna har skett före respektive efter detta datum.[365]

3.2.4.2 Preskription

Tillämpningen av skadeståndsrättsliga bestämmelser i dessa sammanhang medför att de civilrättsliga preskriptionsreglerna blir aktuella. Även här är skillnaden mot Sverige stor, såväl när det gäller tidsintervallens längd som beräkningen av dessa. I Nederländerna laborerar man med flera olika preskriptionstider, något som man har gemensamt med många andra länder. Den grundläggande regeln i civillagen säger att rätten till skadestånd preskriberas fem år efter det att den skadelidande fått kännedom om såväl skadan, som skadevållaren.[366] Detta kallas den relativa preskriptionsgränsen. Den absoluta gränsen infinner sig 20 år efter den skadegörande handlingen, oavsett den kunskap som den skadelidande har. Tjugoårsgränsen har emellertid ansetts alltför kort när det är fråga om förorening av luft, vatten eller mark. Här gäller istället en bortre tidsgräns på 30 år. Preskriptionsfristerna ska räknas från den tidpunkt som den skadegörande händelsen – eller den sista av flera händelser – upphörde i sin helhet. Det bör också påpekas att det för närvarande pågår en diskussion om att helt avskaffa eller utöka trettioårsgränsen för långtida skador. Som sådana har nämnts sjukdomar med lång utvecklingstid (asbestos) och miljöskador orsakade av persistenta ämnen.[367]

---

[363] Bierbooms i TMA 1996 s. 141. Som exempel ur rättspraxis kan tas Gebroeders Jager. HR 24/5-94, TMA 1995 s. 156. Av underrättsavgöranden kan nämnas Wonwagenshap (Hof Leeuwarden 14/12-94, TMA 1995 s. 85), Greidanus (Hof Leeuwarden 24/1-96, TMA 1996 s. 90) och Galvin (Hof Den Bosch 16/4-97, TMA 1997 s. 80).

[364] Intervju med Willem Braams, State attorney, Den Haag 20/9-96.

[365] Rättsfall som visar på denna ”pro rata”-teknik är Liewes (Hof Arnhem 22/2-94) och Galvin (Hof den Bosch 16/4-97, TMA 1997 s. 80), se även McKenna sid. 321.

[366] Preskriptionsreglerna ges samtliga i art. 3:310 BW.

[367] Reijnders i TMA 1997 s. 115.

3.3 Wet Bodembescherming 1994 (Wbb)

3.3.1 Lagstiftningsregimens inriktning och ändamål

1994 års lag om markskydd, Wet Bodembescherming (Wbb), är tänkt som en modern, förvaltningsrättslig miljölag som heltäckande ska reglera samtliga de problem som är förknippade med förorenade områden. Här ges försiktighetsregler för att förhindra uppkomsten av ytterligare sådana områden, och dessutom regler som är knutna till de områden som redan är skadade. Av de senare bestämmelserna finns två kategorier. Först sådana som reglerar grävning och exploatering i dessa områden, inbegripet hanteringen av de uppgrävda jordmassorna som restprodukt (avfall). Dessutom återfinns här regler om ansvar för utredning och efterbehandling av förorenade områden.

Grundtankarna bakom Wbb var fyra; frivillighet och privatisering, decentralisering av miljöarbetet, formalisering och standardisering av beslutsprocessen samt en skärpning av genomföranderegleрna för att säkra principen om att förorenaren ska betala.[368] Bakom detta låg insikten om att miljöproblemen med de förorenade områdena var mycket större än vad man ursprungligen hade trott. Den nederländske lagstiftaren insåg därför att efterbehandlingen av dessa i högre grad måste grundas på frivilliga insatser från industrins och andra aktörers sida. Den nya politiken innebar också att målsättningen med multifunktionalitet övergavs till förmån för metoder med inriktning på att hindra spridning av föroreningarna. Med Wbb skulle också genomförandet effektiviseras genom en decentralisering av miljöarbetet till provinserna och de större städerna. En annan faktor som bidrog till reformen var besvikelsen över att den skadeståndsrättsliga vägen hade en begränsning i och med relativitetskravet (Shell-formeln). Nu valdes istället en förvaltningsrättslig lösning med ett formaliserat beslutsförfarande med möjlighet att överklaga. Samtidigt skärptes ansvarsreglerna i flera avseenden och kretsen av adressater utökades.

3.3.2 Tillämpningsområde, plikter och ambition i miljövårdsarbetet

3.3.2.1 Tillämpningsområdet

Wbb är ett omfattande lagverk med elva kapitel.[369] Den inleds med en rad definitioner, t.ex. av förorenad mark och olika typer av undersökningar. La-

[368] Jordforureningsutvalget (Miljøstyrelsen 1/1995), sid. 159. Även Betlem i EELR 1995 s. 232.

[369] Lagen är ganska svårtillgänglig, bl.a. beroende på lagstiftningsproceduren som blev omständlig p.g.a. turerna i parlamentet.

gen gäller i och för sig all förorenad mark, vilket bl.a. har betydelse för miljömyndigheternas möjlighet att kräva undersökning av ett område. I övrigt är lagen emellertid konstruerad så att myndigheternas befogenheter enbart gäller för de områden som är *allvarligt förorenade*.[370] Som sådana definieras:[371]

> ”Site where the soil is, or there is a danger that it will be, contaminated, so that the functional properties which the soil has for man, flora and fauna have been, or are in danger of being, seriously reduced.”

I kapitel III ges försiktighetsregler för olika typer av aktiviteter som kan medföra förorening av mark och vatten. Här ges först bemyndiganden att meddela ytterligare bestämmelser om uppläggning av avfall och förorenande ämnen, användning av jordförbättringsmedel, verksamheter och transporter som kan förorena eller försämra jorden, verksamheter som kan orsaka salination, erosion och jordförtätning (”compaction”) samt för infiltration av grundvatten. Här finns även en allmän aktsamhetsregel som har stor betydelse för aktiviteter som pågått sedan 1987, då denna typ av bestämmelser introducerades för första gången i den föregående lagen om markskydd.[372] Regeln har både en preventiv och en reparativ sida; var och en som vidtar en åtgärd enligt ovan som kan förorena eller försämra marken måste vidta preventiva åtgärder samt, om skada ändå uppkommer, reparera och begränsa skadan.

3.3.2.2 Plikterna

Wbb innehåller ett utvecklat system med olika plikter som är väl avpassade för det speciella miljöproblemet. Plikterna kan indelas under tre rubriker; att anmäla, att undersöka och att efterbehandla.

När det gäller den första plikten, finns först en skyldighet för var och en som ska vidta åtgärder som kan förorena eller försämra jorden att anmäla detta till miljövårdsmyndigheten på provinsnivå, d.v.s. provinsstyrelsen.[373] När det sedan gäller åtgärder i mark som är eller misstänks vara förorenad finns två typer av anmälningsplikter. Först gäller en grundläggande anmälningsskyldighet för den som avser att efterbehandla ett sådant område, eller annars vidta åtgärder som kan medföra att föroreningarna där minskas

[370] Av beslut 16/8-99 av Raad van Staten (TMA 2000 s. 26) följer om flera förorenade områden ligger nära varandra ska de ändå bedömas var för sig om de inte är orsakade av samma utsläpp, inte påverkar varandra och inte heller behöver efterbehandlas samtidigt.
[371] Sec. 1 Wbb. Wbb omfattar inte sediment som istället regleras i en särskild, alldeles nystiftad lag. Reglerna i denna ansluter till Wbb:s, dock finns här inget markägaransvar. Se vidare Betlem 1997.
[372] Sec. 13 Wbb.
[373] Sec. 27 Wbb. Jag använder uttrycken ”provinsstyrelsen” eller ”miljömyndigheten” istället för den engelska term ”Provincial Executive” i som nyttjas i lagtexten.

eller flyttas.[374] En sådan anmälan ska ges in till provinsstyrelsen och den ska innehålla bl.a. en bedömning av områdets föroreningsstatus[375] och jordens kvalitet, samt en beskrivning av de planerade åtgärderna och eventuell destination för uppgrävda jordmassor eller uppumpat grundvatten. Till denna allmänna anmälningsplikt kommer även en skyldighet för den som ska gräva i förorenad mark att inhämta råd hos en central myndighet för jordbehandling, NV Service Centrum Grondreiniging.[376]

Wbb är som sagt i huvudsak inriktad på de områden som är allvarligt förorenade. En bedömning av miljömyndigheten att så är fallet, och att miljövårdsåtgärder i området bör ske skyndsamt, har stor betydelse för den som vill utföra en åtgärd i området.[377] Som villkor för att få vidta dessa åtgärder måste han först göra en efterbehandlingsundersökning.[378] En sådan syftar till att klargöra vilka metoder som är lämpliga att efterbehandla ett område med. Efterbehandlingen måste göras i enlighet med en s.k. efterbehandlingsplan.[379] Planen ska ges in till provinsstyrelsen för godkännande innan åtgärderna får påbörjas.

3.3.2.3 Ambitionen i miljövårdsarbetet och användningen av numeriska värden

Ursprungligen angavs i Wbb att ambitionen vid efterbehandling av ett område skulle vara multifunktionalitet.[380] Undantag från denna regel kunde dock göras om åtgärderna kunde leda till ökade miljöproblem, eller de bedömdes vara tekniskt omöjliga eller ekonomiskt orimliga att genomföra. I många kommuner tillämpades dock aldrig den höga ambition som lagen gav uttryck för. Under 1997 anslöt sig även den nederländska regeringen till ett mer pragmatiskt synsätt. Med hänvisning till de höga bakgrundbelastningarna som finns i många tätorter i landet, ändrades ambitionen för efterbehandling av historiska föroreningar till att istället bli ”functionable clean-up”.[381] Uttrycket står för att åtgärderna ska inriktas på sådana föroreningar som är lättrörliga (mobila). När det gäller områden där föroreningarna

[374] Sec. 28 Wbb.
[375] En ”site assessment” (områdesbedömning) syftar till att undersöka om området är allvarligt förorenat eller inte (sec. 1 Wbb).
[376] Sec. 23 Wbb.
[377] Sec. 39. I lagtexten är rättsföljderna enbart knutet till det faktum att ett område bedöms vara allvarligt förorenat. I lagstiftningsärendet gav emellertid miljöministern besked om att skyndsamhet skulle vara ett kompletterande rekvisit, se Sandick sid. 4.
[378] Detta instrument – ”remediation investigation” – definieras i sec. 1 Wbb, liksom flertalet av de övriga uttryck som används i texten.
[379] ”Remediation plan” enligt sec. 39 Wbb, jag återkommer i avsnitt 7.5.6 till det närmare innehållet i en sådan plan.
[380] Sec. 38 Wbb.
[381] Van der Wilt i EL 1998 s. 18.

är immobila kan det vara tillräckligt med ICM-metoder,[382] med hänsyn tagen till pågående och planerad markanvändning. Därmed tillåts ambitionen att variera, beroende på om det är fråga om industriområden eller om de ska användas för känsliga ändamål. Det bör dock observeras att i områden som förorenats efter 1987, tidpunkten för introduktionen av försiktighetsregler mot förorening eller försämring av jorden, ska efterbehandlingen ske med multifunktionalitet för ögonen.[383]

Bedömningen av om ett område är allvarligt förorenat grundas på föreskrifterna i två cirkulär från VROM, utgivna 1994.[384] Dessa ersätter den gamla nederländska listan med nya numeriska värden, s.k. I-värden (”intervention values”) och T-värden (”target values”) för förekomsten av farliga substanser i mark och grundvatten.[385] Om värdena överstiger I-värdena anses området vara allvarligt förorenat. I de fall som målsättningen är multifunktionalitet – d.v.s. då området förorenats efter 1987 – ska värdena för de farliga substanserna efter behandlingen av området understiga de s.k. T-värdena.

3.3.3 Adressater för kraven

3.3.3.1 Förorenaren

När det gäller vem som kan bli adressat för kraven bjuder Wbb flera alternativ. I ett område som misstänks vara förorenat kan till att börja med ett föreläggande om en områdesbedömning meddelas mot var och som nyttjar, eller har nyttjat, en fastighet i näringsverksamhet.[386] Detta gäller även om källan till föroreningen ligger någon annanstans. Om det är fråga om ett område som är konstaterat allvarligt förorenat, kan samme person föreläggas vidta tillfälliga skyddsåtgärder samt att inhämta råd från Service Centrum.

Till detta kommer att omfattande krav kan ställas på den som har – eller misstänks ha – orsakat en förorening i ett område, d.v.s. (den potentiella) förorenaren.[387] Hans ansvar är omfattande, förvaltningsrättsligt grundat (”objektivt”) och oberoende av civilrättsliga faktorer som culpa och

[382] Åtgärder för att isolera, kontrollera och övervaka föroreningarna.
[383] Denna inställning har också bekräftats i ett beslut av Raad van Staten 1999-09-09, se TMA 2000 s. 89.
[384] Circular on intervention values for soil remediation, VROM 9/5-94 (Cirkulaire Interventiewaarden bodemsanering) och Cirkulaire Inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming Twede Fase, VROM 22/12-94. Cirkulären ska så småningom ersättas med en förordning i ämnet.
[385] Mer om detta i avsnitt 7.4.3.
[386] Den engelska texten i sec. 43(2) är: ”The orders referred to in the first section may be given only to the person who has real or personal rights to said property and at the same time uses it or has used it to practise a business.”.
[387] Lagtexten är inte alldeles enkel att förstå: ”The person whose acts have caused a site for investigation (…)

preskription.[388] Om det är fråga om ett område som misstänks vara förorenat, kan han föreläggas utföra en områdesbedömning. Är det fråga om ett område som är konstaterat allvarligt förorenat ska han vidta en efterbehandlingsundersökning, upprätta en efterbehandlingsplan, samt vidta efterbehandlingsåtgärder. Det senare inbegriper även att vidta tillfälliga skyddsåtgärder. Lagen innehåller ingen regel om fördelningen mellan flera förorenare, varför utgångspunkten är att ansvaret ska fördelas dem emellan efter uppskattad andel (”proportionering”).[389]

3.3.3.2 Markägaren

Markägarens roll i sammanhanget har varit mycket omdiskuterad i Nederländerna.[390] Den lösning som valts i Wbb är att skilja mellan ”skyldiga” och ”oskyldiga” markägare. Som oskyldig räknas den markägare som fyller följande kriterierna:

6. inte har haft något varaktigt rättsförhållande till förorenaren under den tid som föroreningen skedde,
7. inte heller direkt befattade sig med den förorenande aktiviteten, och
8. dessutom inte kände till, eller borde ha känt till,[391] föroreningen vid tidpunkten för förvärvet av fastigheten.

För den oskyldige markägaren innebär undantagen att han endast kan tvingas vidta tillfälliga skyddsåtgärder. Gentemot den ”skyldige markägaren” kan emellertid samma förelägganden riktas som mot förorenaren. Markägarens ansvar är dock underställt förorenarens. Detta framgår inte av lagtexten, men klargjordes i lagstiftningsärendet. Det anses också framgå av den grundläggande principen om ”rättsenlig förvaltning”.[392]

Slutligen bör noteras att punkten a) ovan medför att i de fall ett moderbolag äger fastigheten där den förorenande verksamheten pågått i ett dotterbolags regi, kan kraven enligt Wbb riktas mot det förra bolaget. Olika

[388] Bauw sid. 134, även Betlem i EELR 1995 s. 232, på sid. 234.
[389] Intervju med Eddie Bauw, Justitiedepartementet, Den Haag 17/9-96.
[390] Redan i den traditionella skadeståndsrätten finns ett culpabaserat markägaransvar. Det är fråga om ett ”förvaltaransvar” (se avsnitt 10.3) som bl.a. innebär att markägaren är skyldig att tillse att föroreningar på hans ägor inte sprids ut i omgivningen. En alltför långt gången passivitet kan i det sammanhanget bedömas som en oaktsamhet från hans sida i enlighet med art. 6:162 BW. Det förekommer också att markägare enbart genom att godta dumpning på egen mark har ansetts oaktsamma, se underrättsavgörandet Van Venroy Beheer (Rb Assen 24/1-95, TMA 1995 s. 89).
[391] Den engelska översättningen lyder ”in all fairness could not have been aware”. Som framgår av avsnitt 3.2.2 använder danskarna ett träffande uttryck för detta, ”burde-viten”. Jag har valt att associera till detta uttryck när jag i fortsättningen talar om ”borde-kunskap”.
[392] I den nederländska doktrinen används det engelska uttrycket ”proper administration” (Betlem i EELR 1995 sid. 234) eller ”order of preference” (Klik i TMA 1998 s. 103).

bolagsbildningar inom en koncern kan alltså bedömas stå i sådant juridiskt förhållande till varandra att det bolag som äger marken inte kan åberopa sin oskuld.[393]

Den nederländske markägaren kan även få stå för vissa efterbehandlingskostnader på grund av ”obehörig vinst”.[394] Betydelsen av denna regel i Wbb är, precis som den svenska motsvarigheten i miljöbalken,[395] att han kan åläggas att betala för den värdeökning som fastigheten undergår på grund av efterbehandling som någon annan utfört.[396] Regeln har emellertid inte tillämpats i någon större utsträckning i ”rena fall”, d.v.s. mot passiva markägare.[397] I avsaknad på Hoge Raads-avgöranden i denna fråga går debatten vidare i den nederländska doktrinen om regelns tillämplighet. Diskussionen gäller främst om den förutsätter aktivitet eller renodlad spekulation från markägarens sida, eller om det är tillräckligt att han har gjort en vinst på annans åtgärder.[398]

Slutligen ska nämnas en bestämmelse om ”buy-out” som har betydelse för både förorenare och markägare. Innebörden är att om någon endast delvis har orsakat en förorening, eller medverkat i en förorenande aktivitet, kan han träffa en befriande överenskommelse med provinsstyrelsen om att stå för sin del av skadan.[399]

3.3.4 Genomförandet av kraven

3.3.4.1 Myndigheternas arbete

I den nederländska lagstiftningsregimen om förorenade områden är utgångspunkten att det är myndigheterna som har initiativet i miljövårdsarbetet.[400] Till att börja med ska miljömyndigheterna inventera sådana områden som kan misstänkas vara förorenade. En preliminär undersökning av dessa görs på grundval av allmän kännedom om verksamheter som varit på platsen och liknande information.[401] Därefter ska en områdesbedömning (”site assess-

[393] McKenna sid. 154 (Nederländerna; förf. E. Shippers). Jfr. även EU:s s.k. Seveso-direktiv, se avsnitt 2.2.3.2.
[394] Sec. 75(3) Wbb, som gäller kostnadstäckning, har följande lydelse: ”The State may, as referred to in the first subsection, recover its costs in accordance with the rules concerning unfair enrichment, from anyone who has unfairly benefited from that investigation or that remediation. (…).”.
[395] 10 kap. 5 § MB, se avsnitt 2.2.7.
[396] En regel om ”ongerechtvaardigde verrijking” har lång tradition inom nederländsk utomobligatorisk skadeståndsrätt och återfinns idag i art. 6:4 BW. En påminnelse om denna civivilrättsliga regel fanns redan i art. 21 i 1983 års lag (Ibs).
[397] Jag redogör för några underrättsfall i avsnitt 10.5 (not 1063).
[398] Chorus m.fl. anser att bestämmelsen i BW förutsätter aktivitet (sid. 109). Se vidare Simons-Vinckx i TMA 1997 s. 39.
[399] Sec. 46(2-3) Wbb.
[400] Sec. 69 Wbb.
[401] ”Preliminary investigation” enligt sec. 1 Wbb.

ment") göras på de platser som anses kunna vara allvarligt förorenade. Vid denna tas också vissa prover. Om området befinns vara allvarligt förorenat ska myndigheten även besluta tidsramen för efterbehandlingen.[402] Om åtgärderna ska ske skyndsamt, får denna tid sättas till maximalt fyra år. I samband med detta beslut kan myndigheten besluta om tillfälliga skyddsåtgärder och anmälningsplikt för viss markanvändning.

3.3.4.2 Förelägganden mot förorenare och markägare

När väl den preliminära bedömningen av ett områdes föroreningsstatus är gjord av miljömyndigheten, kan samtliga åtgärder i det efterföljande undersöknings- och efterbehandlingsarbetet avkrävas lagens adressater. Wbb bygger på principen att förorenaren ska betala, såväl för undersökningar som för efterbehandling. Kraven gäller oavsett när den förorenande verksamheten bedrevs och även oavsett om den pågår, är överlåten eller avslutad. Ett föreläggande enligt Wbb kan medföra följande krav:[403]

- att genomföra en områdesbedömning,
- att genomföra en efterbehandlingsundersökning,
- att hämta råd från Service Center,
- att vidta tillfälliga skyddsåtgärder,
- att upprätta och följa en efterbehandlingsplan[404]
- att genomföra efterbehandling, inklusive efterföljande kontrollåtgärder

Genomföranderegelerna i Wbb kompletteras av de som återfinns i miljöförvaltningslagen (Wm). De senare kan dock främst användas mot "nya" föroreningar, d.v.s. sådana som orsakats efter 1986. Det bör också nämnas att det straffbart att underlåta att fullgöra sina anmälningsskyldigheter enligt Wbb samt att icke följa förelägganden.

3.3.4.3 Kostnadstäckning

1994 års lagstiftning syftade som sagt bland annat till att skärpa ansvarsreglerna och att genomförandet av kravreglerna i första hand ska ske med administrativa instrument (förelägganden). Som också nämnts tidigare, är det emellertid i många situationer snabbare och effektivare från miljövårdssynpunkt att någon, typiskt sett miljömyndigheten, utför åtgärderna på den ansvariges bekostnad. Denna möjlighet till myndighetens "självhjälp" lämnades därför fortfarande öppen. Liksom sin föregångare i 1983 års Ibs[405]

[402] Visser sid. 52-54.
[403] Secs. 43 och 46 Wbb.
[404] I beslut den 28/12-99 ansåg Raad van Staten (TMA 2000 s. 96) att innehållet i en efterbehandlingsplan ska vara så detaljerat att det går att grunda förelägganden direkt på planen.
[405] Art. 21 Ibs, se avsnitt 3.2.1.

bygger regeln om kostnadstäckning i sec. 75(1) Wbb på en koppling till skadeståndsreglerna i BW.[406] Därtill kommer en särskild skadeståndsgrund, direkt angiven i sec. 75(6) Wbb. Regeln är avsedd att få retroaktiv verkan, vilket framgår av att i övergångsreglerna anges att den ska tillämpas även på förorening som skett före lagens ikraftträdande.[407] Den har i sina viktigare delar följande lydelse:

> ”1. The State may - subject to the Court’s mitigation - recover its costs of investigation in sites for investigation and remedial investigation and remediation in seriously contaminated sites from the person, whose unlawful act has caused the contamination or impairment of the soil in the case in question and who in this or any way other than by contract is liable under civil law to some public authority for the consequences thereof.
>
> (…)
>
> 6. In cases in which the person who has caused the contamination or impairment is not subject to the provisions of the first section because he has not acted unlawfully towards any public authority, the costs referred to in that subsection can nevertheless be recovered by the State, if the following conditions apply:
> a. the polluter at the moment at which the contamination or impairment was caused by his action knew that serious hazard was connected with the substances which caused the contamination or impairment, or should have known this hazard, and
> b. the polluter with these serious hazards in mind has culpably not refrained from contaminating or impairing actions, while, if these actions have taken place in industry or trade, with regard to serious culpability the following must be taken into account:
> 1. common business practice among comparable business at that time, and
> 2. the excisting alternatives reasonably applicable to the polluter at the time.”

Sec. 75(1) är den grundläggande regeln om skadeståndsansvar mot staten. Den ansluter till den rättspraxis som utvecklats av Hoge Raad och gäller som huvudregel endast sådana händelser som inträffat efter 1974. Som framgått ovan,[408] kan undantag från den s.k. Shell-formeln göras om det kan visas att förorenaren redan före denna tidpunkt kände till att hans aktiviteter skulle kunna resultera i krav på efterbehandling.

I sec. 75(6) har lagstiftaren försökt att möta det av Hoge Raad utvecklade kravet på relativitet genom att ange kriterier för när ansvar ändå kan utkrävas

[406] Av beslut av Raad van Staten den 28/2-00 (TMA 2000 s. 116) framgår att ansvarsreglerna i Wbb inte utesluter en parallell tillämpning av ansvarsreglerna i BW.
[407] Sec. VI i Transitional law, Staatsblad 1994, 331. Observera dock att den yttersta tidsgränsen sätts av de civilrättsliga reglerna om 5 resp. 30 års preskription.
[408] Avsnitt 3.2.4.1.

för förorening som skett före 1975. Man kan karakterisera detta som ett försök att direkt i lagen ange ett ansvar i sådana fall då förorenaren har agerat ”grovt oaktsamt”.[409] Förutsättningarna för den grova oaktsamhet som anges i paragrafen är att förorenaren kände till, eller borde ha vetat, att de substanser som han hanterade var förenade med allvarliga risker för markförorening eller annan skada i miljön, men att han trots denna kunskap – av oaktsamhet – inte upphörde med de förorenande aktiviteterna. Oaktsamhetsbedömningen ska alltså göras utifrån såväl föroreningarnas allvar, som förorenarens agerande. Vid industriell verksamhet ska hänsyn tas till dels vad som var typiskt för branschen vid tidpunkten för den skadegörande handlingen, dels utifrån vilka alternativ som då fanns tillgängliga och som tekniskt möjliga och ekonomiskt rimliga vid denna tidpunkt.

3.3.5 Lagstiftarens försök att återställa rättsläget

Genom Wbb har alltså den nederländska lagstiftaren försökt att möta Shell-formeln på två olika sätt. Det ena sättet var att införa en förvaltningsrättslig ansvarsregim som är oberoende av skadeståndsrättsliga begrepp som oaktsamhet, förutsebarhet och preskription. Det andra sättet var genom att komplettera denna regim med en speciell skadeståndsrättslig regel för särskilt klandervärda beteenden som skett före 1975. Det är fortfarande drygt fem år efter ikraftträdandet av Wbb osäkert hur detta försök att ”återställa rättsläget” kommer att tas emot av de högsta instanserna på det förvaltningsrättsliga respektive det skadeståndsrättsliga området, Raad van Staten och Hoge Raad.

Trots att Wbb varit i kraft en längre tid har antalet förelägganden som meddelats med stöd av lagen varit få. De rättsliga prövningar som nått högsta instans, Raad van Staten, är bara ett mindre antal och de flesta har rört relativt perifera frågor.[410] Det har ifrågasatts om inte Raad van Staten kommer att tillämpa Shell-formeln vid bedömningen av förorenarens förvaltningsrättsliga plikter. Den nederländska regeringen uttalade vid parlamentsbehandlingen av Wbb att dessa plikter inte har någonting med den skadeståndsrättsliga bedömningen att göra. Redan då ställde sig Raad van Staten frågande inför denna konstruktion.[411] Den dominerande inställningen i den nederländska doktrinen är också att rådet kommer att ta visst intryck av

[409] Citationstecken därför att beteckningen inte ska jämställas med det svenska begreppet i alla dess delar, utan det endast återspeglar det faktum att det ansvar som framgår av sec. 75(5) Wbb i den nederländsk-engelska doktrinen brukar betecknas som ett ansvar p.g.a. att förorenaren har agerat på ett ”grossly negligent way” (Bauw sid. 132 och Betlem i EELR 1995 sid. 237).
[410] Se TMA 1998 s. 82 och 85, Klik i TMA 1998 s. 103, TMA 1998 s. 204, van der Wilt i TMA 1999 s. 174, samt TMA 2000 s. 26, 89, 96 och 116.
[411] Miljøstyrelsen 1995 sid. 167, se även Betlem i EELR 1995 sid. 237 (not 30).

de civilrättsliga reglerna på så vis att det kommer att göra en egen förvaltningsrättslig bedömning, men att vissa hållpunkter kommer att hämtas från skadeståndsrättslig praxis.[412] Här är det väl den tidsmässiga avgränsningen som ligger närmast till hands. Årtalet 1975 kan på så vis bli avgörande, inte bara för förorenarens ansvar, utan även för markägarnas ställning. Enligt min mening är det ju inte orimligt att tro de markägare som köpt sina fastigheter före denna tidpunkt bedöms vara ”oskyldiga”, alldeles oavsett sina förbindelse eller kunskaper. Till detta att allmänna rättsprinciper inom förvaltningsområdet sätter egna gränser för rättstillämpningen. Så kan ju proportionalitetsprincipen medföra att de entydigt formulerade kraven i lagtexten i slutändan blir beroende av vad som anses skäligt i de enskilda fallen.[413] Ett ytterligare skäl som talar för att Shell-formeln kommer att påverka den förvaltningsrättsliga ansvarsbedömningen är att det är svårt att leva med två olika synsätt när det gäller förelägganden och kostnadstäckning. Effekten av ett sådant dubbelt system riskerar annars att bli att adressaten för kraven förhalar processen, för att därigenom nå fram till den lindrigare ansvarsregimen.

Även regeln i sec. 75(5) Wbb var föremål för debatt i det nederländska parlamentet, där särskilt första kammaren var tveksam. Till saken hör också att Hoge Raads dom i Shell-målet kom efter att lagen blivit godkänd av parlamentet, men innan den trädde i kraft. I domen uttalades att det var en öppen fråga hur en ny lagregel skulle inverka på ansvaret före 1975.[414] Den underrättspraxis som utvecklats därefter har emellertid visat att domstolarna i vissa fall godtar regelns konstruktion.[415]

[412] Betlem i EELR 1995 sid. 237, Bauw sid. 136 och 140 och Seerden/van Rossum i Legal aspects on soil pollution, sid. 329f.
[413] Bauw sid. 141.
[414] Miljøstyrelsen 1995 sid. 167.
[415] Utfallet har varit varierande, men i åtminstone ett fall har staten lyckats med sin talan om kostnadstäckning. I rättsfallet Staat - Bol (Rb Zwolle 28/12-94, TMA 1995 s. 70) godtog tingsrätten påståendet om grov oaktsamhet enligt sec. 75(5) Wbb. Domstolen pekade på att en verksamhet med omfattande oljehantering bedrivits i strid mot tillståndet och att företagaren hade varit medveten om farorna. Mot svarandens invändning att hans verksamhet varit i överensstämmelse med branschpraxis, uttalade domstolen att detta inte räckte som försvar eftersom alternativet – att förhindra spill vid påfyllning – inte utgjorde någon avancerad teknisk lösning. Här kan noteras att tingsrätten gjorde ett slags kvalitetstest av branschtypiskhet som försvar; är alternativ till branschpraxis lättillgängliga, om än ovanliga, räcker detta försvar inte till. Andra rättsfall där sec. 75(5) Wbb har tillämpats, men där staten inte lyckats lägga grov oaktsamhet till företagens last, är Breustedt (Rb Zutphen 10/11-94, TMA 1995 s. 31), Akzo (Hof Arnhem 19/3-96, TMA 1997 s. 25) och Galvin (Hof den Bosch 16/4-97, TMA 1997 s. 80). Se även Bierbooms i TMA 1995 s. 105 och 1996 s. 141.

3.3.6 Andra regler och instrument

Avslutningsvis bör något kort sägas om annan lagstiftning och andra instrument i miljöarbetet med de förorenade områdena i Nederländerna.

Även om Wbb är en ambitiös lagstiftningsregim ger den dock endast en del av en större bild på detta område. Enligt den nederländska plan- och bygglagstiftningen ska de förorenade områdena utpekas i överordnade planer. Vidare är exploateringsåtgärder i stor utsträckning bygglovspliktiga och markundersökningar är sedan 1992 obligatoriska i sådana ärenden. Om området befinns vara allvarligt förorenat (förekomst av farliga substanser i halter över de s.k. I-värdena), måste detta anmälas till provinsstyrelsen och efterbehandling vidtas. Ligger värdena under T-nivån utfärdar kommunen ett certifikat som garanterar att marken är ren och lämplig för bebyggelse. Om värdena ligger under I-värdena, men över T-värdena, är marken förorenad och ytterligare undersökningar måste utföras. Om marken därvid befinns förorenad, om än inte allvarligt, kan kommunen vägra bygglov.[416]

I Nederländerna finns en stark tradition av samarbete mellan företagen och det allmänna. För att utveckla och styra samarbetet har man utarbetat en speciell typ av överenskommelser, s.k. convenanter. Dessa är juridiskt sett icke bindande, men spelar en viktig roll i samhället på bl.a. miljövårdens område. Inriktningen på samarbete gäller även de förorenade områdena. Här finns det s.k. BSB-programmet för att undersöka och efterbehandla områden där det fortfarande pågår industriell verksamhet och som misstänks vara förorenade av denna. Programmet omfattar i sin helhet 120 000 områden, varav 25 000 är allvarligt förorenade. Undersökningar av områdena utförs av en speciell stiftelse, BSB-stiftelsen. Man beslutar också om vidare åtgärder i enlighet med en viss prioriteringsordning. Det är emellertid inte fråga om att stiftelsen har övertagit någon myndighetsutövande roll, detta sköts som vanligt av provinsstyrelsen. Åtgärderna utförs av den som är ansvarig för föroreningen. För denna frivilliga insats kan företaget få skattelättnader, och i vissa fall långtidslån. Det nya med Wbb är att dessa frivilliga överenskommelser kan genomdrivas med stöd av reglerna i lagen. Så kan miljömyndigheten exempelvis besluta om tillträde till annans grund. Om ett företag inte håller en uppgörelse om efterbehandling kan myndigheten tvinga fram åtgärderna. I sådant fall mister emellertid företaget kontrollen över hur och när åtgärderna ska utföras, och därtill skattelättnaderna.

För vissa branscher finns det slutligen också fonder att tillgå, t.ex. en fond som gäller för saneringen av gamla bensinstationer. Det pågår också en diskussion i Nederländerna om att tillskapa en allmän miljöskadefond som såväl enskilda skadelidanden som myndigheter skulle kunna vända sig till i

[416] VROM 1996, sid. 12. Även Atkinsson i EELR 1995 s. 141, på sid. 143.

fall som dessa.[417] Uppmärksamheten kring de förorenade områdena i det nederländska samhället har även påverkat försäkringsväsendet. Branschen själv har utvecklat frivilliga former av ansvarsförsäkringar. Dessa kompletteras med obligatoriska försäkringar för vissa anläggningar, bl.a. för underjordstankar och avfallstippar.[418]

[417] Se Hulst i TMA 95-6 s. 174.
[418] McKenna sid. 366 och 376.

3.4 Summering och kortfattade slutsatser

Lagstiftningsregimens utformning

1994 års lag om marksanering (Wbb) erbjuder en modern reglering för att förhindra och åtgärda miljöproblemet med förorenade områden. Här finns såväl försiktighetsregler för sådan markanvändning som kan orsaka föroreningen, som regler om att undersöka och efterbehandla dessa områden när de väl är skadade. Regleringen är väl avpassad efter det särskilda miljöproblemet, bl.a. är undersökningsplikten uppdelad i olika faser och utredningsbördan ligger i stor utsträckning på lagens adressater. Det finns även en omfattande anmälningsskyldighet för efterbehandlingsåtgärder och en skyldighet att inhämta råd från ett centralt rådgivningsorgan.

Målet för miljövårdsarbetet är att det efterbehandlade området ska bli lämpligt för nuvarande eller planerad markanvändning (”functionable clean-up”). Därtill till ska de krävda åtgärderna bedömas vara ”skäliga” med tanke på kostnader och miljönytta. Motivet för denna målsättning anges vara att den är miljövårdseffektiv på så vis att åtgärderna avpassas efter de förväntade skyddsbehoven. Vidare har man kommit långt i att utveckla numeriska värden som ska ligga till grund för bedömningen om ett områdes föroreningsstatus.

Wbb tar emellertid enbart sikte på de områden som är allvarligt förorenade och där efterbehandling bedöms vara brådskande. En fördel med systemet är att miljömyndigheterna är skyldiga att arbeta aktivt med dessa områden och att deras resurser koncentreras. Nackdelen är att övriga förorenade områden faller utanför regleringen, om det inte är fråga om sådana krav som kan ställas på pågående, miljöfarliga verksamheter, eller i samband med exploatering och liknande.

Förvaltningsrätt och/eller skadeståndsrätt

De nederländska miljömyndigheterna har rätt att tillgripa civilrättsliga regler för att skydda det allmänna intresset av en god miljö. I Wbb kommer detta till uttryck genom att myndigheterna kan utföra åtgärder på den ansvariges bekostnad och därefter begära kostnadstäckning med stöd av skadeståndsrättsliga regler. Detta kan vara en effektiv väg att gå, exempelvis när det är fråga om att fördela ansvaret mellan flera eller när åtgärderna brådskar. I den rättspraxis som har utvecklats under skadeståndsreglerna har emellertid Hoge Raad fastställt att dessa krav endast kan tillämpas på föroreningar som skett efter 1974 (Shell-formeln). Detta har lagstiftaren försökt att möta dels genom att göra de förvaltningsrättsliga plikterna i Wbb oberoende av denna begränsning i tiden, dels genom att införa en särskild regel om ansvar för särskilt oaktsamma beteenden före denna tidpunkt.

Förorenarens ansvar

Omfattande krav enligt Wbb kan ställas på förorenaren, oavsett var i tiden eller var i en kedja av händelser han befinner sig. Ansvaret är förvaltningsrättsligt grundat och oberoende av civilrättsliga begrepp som oaktsamhet, förutsebarhet och preskription. Ansvaret ska i princip fördelas proportionellt efter vars och ens andel i föroreningarna i ett område.

Markägarens skyldigheter

I Wbb återfinns också ett strängt markägaransvar. De markägare som haft anknytning till den förorenande verksamheten, eller som har köpt ett förorenat område med vetskap (inklusive borde-kunskap) om dess miljöstatus, likställs med förorenare. Den ”oskyldige” markägaren är skyldig att vidta skyddsåtgärder för att föroreningarna på hans fastighet inte sprider sig till omgivningen. Dessutom kan han åläggas att stå för de kostnader för undersökning och efterbehandling som motsvarar den värdeökning av fastigheten som kan följa på dessa åtgärder.

Miljökraven i tiden

Plikterna enligt Wbb är som sagt oberoende av tidsfaktorn. De skadeståndsrättsliga reglerna däremot kan inte tillämpas på förorening som skett före 1975, om det inte är fråga om särskilt grov oaktsamma beteenden. Dessa senare regler är också föremål för preskripion, även om tidsfristerna är långa i dessa sammanhang. Det är osäkert hur den högsta domstolen på förvaltningsområdet, Raad van Staten, kommer att mottaga de regler som går emot den i rättspraxis fastställda Shell-formeln. Troligtvis kommer de förvaltningsrättsliga plikterna att i viss utsträckning anpassas till formeln. Detta är ju viktigt inte minst med tanke på att systemet annars kommer att bjuda på en inbyggd inkonsistens med olika ansvarsgrunder för förelägganden respektive krav på kostnadstäckning. Det är också slutligen osäkert hur Hoge Raad kommer att betrakta den särskilda skadeståndsregeln för föroreningar som skett före 1975. I hittillsvarande underrättspraxis har den dock accepterats i något fall.

4 Storbritannien

4.1 Miljörätten i Storbritannien

4.1.1 Inledning

Av flera skäl är Storbritannien ett givet val i en komparativ studie av den rättsliga regleringen av förorenade områden. Ett skäl är att landet har ett rättssystem som delvis skiljer sig starkt från övriga länder i Nordeuropa, vilket gör att det är intressant att se hur det påverkar miljörätten i stort och de instrument som miljömyndigheterna har att arbeta med. Ett annat skäl är att landet nyligen har genomfört ett stort lagstiftningsprojekt om förorenade områden.

Kapitlet är uppbyggt på samma sätt som det föregående om Nederländerna. I detta första avsnitt finns en allmän redogörelse för den judiciella och administrativa organisationen i Storbritannien (England och Wales) och en kort presentation av den moderna miljölagstiftningen. Här följer också en redogörelse för de skadeståndsrättsliga reglerna som har betydelse för föroreningsskada. Avsnitt 4.2 behandlar lagstiftningsregimen om förorenade marker. Avsnittet är ganska omfattande, vilket jag anser är motiverat eftersom den engelska regimen innehåller många inslag som är intressanta i ett internationellt perspektiv. Kapitlet avslutas med en summering.

4.1.2 Allmänna fakta om rättsväsendet

Kunskapen i vårt land om det engelska samhället och dess styrelseskick är utbredd och det är knappast behövligt med en allmän introduktion om dessa förhållanden. Däremot kan det vara på plats med en kort redogörelse för ordningen vid överprövning av domar och beslut.

Domstolsorganisationen i Storbritannien är uppdelad i två linjer beroende på vad målet gäller. I brottmål är den lägsta instansen den lokalt baserade Magistrates Court som för det mesta består av lekmän utan juridisk skolning (s.k. fredsdomare). Nästa instans i dessa mål är de länsbaserade Crown Court. I civilmål är istället County Court första instans. Dess domar överklagas till High Court, som i dessa sammanhang brukar benämnas Divisional

Court.[419] Både brottmål och civilmål överklagas därefter till Court of Appeal (Criminal resp. Civil Division), och slutligen till House of Lords. High Court, Court of Appeal och House of Lords benämns ”Supreme Court of Judicature”, är londonbaserade och anses samtliga vara prejudikatbildande.[420]

Man stöter emellanåt på påståendet att Storbritannien saknar förvaltningsrätt.[421] Detta är sant i så måtto att landet saknar en allmän förvaltningslag och speciella förvaltningsdomstolar. Lika sant är att man har regler för förvaltningsbeslut och dess överklagande, om än något annorlunda än vad vi är vana vid. De förra regleras i vanlig offentligrättslig lagstiftning. Distinktionen mellan civilrätt och offentligrätt är i själva verket klar och myndigheterna har i allmänhet inte tillgång till civilrättsliga remedier i sitt arbete.[422] Däremot har man tillgång till straffrättsliga instrument eftersom åtalsrätten är fri, något som jag återkommer till nedan.[423] Överklagande av förvaltningsbeslut sker normalt inom myndigsorganisationen, vanligtvis genom besvär direkt till det berörda departementet. Denna möjlighet att överklaga är emellertid endast tillgänglig för sökanden i ett ärende. Motstående intressen får istället förlita sig på en laglighetsprövning – ”judicial review”[424] – som anhängiggörs hos High Court.[425] Denna form av prövning kan även användas av sökanden för att besvära sig över regeringens beslut. Domstolen kan kassera beslutet utifrån olika grunder som fastställts i rättspraxis.[426]

[419] High Court är också första instans i komplicerade civilmål som rör stora värden. I de fallen handläggs målen av en särskild avdelning inom domstolen, som ifråga om skadeståndsrätt är Queens Bench (Division).

[420] Utöver de allmänna domstolarna finns även vissa tribunaler och specialdomstolar för olika ändamål, varav Committee of Privy Council är den viktigaste som högsta domstol för samväldesländerna.

[421] Se t.ex. Jones i Comparative environmental law in Europe, sid. 395f.

[422] Med undantag för en civilprocessuell möjlighet att vända sig till High Court om begära domstolsföreläggande mot en brottslig verksamhet (”injunction”), vilket i vissa fall kan vara mycket effektivt (Tromans sid. 83).

[423] Se avsnitt 4.1.3.3.

[424] Genom hela texten använder jag vissa engelska uttryck, ibland inom parentes eller citationstecken. Jag tycker att detta är pedagogiskt åskådliggörande, dels eftersom alla förstår språket, dels eftersom vissa termer är svåra att direkt överföra till svenskan vilket gör att en översättning kan medföra förskjutningar i betydelsen.

[425] Dessa avgöranden refereras som t.ex. ”R v. Secretary of State, ex parte John Smith”, där R:et står för drottningen (regina), d.v.s. kronan och sökanden är John Smith.

[426] De viktigaste av dessa är att myndigheten inte har tillämpat lagen rätt, att den inte har skött sina lagliga förpliktelser, att den gått utanför sina befogenheter (”ultra vires”) samt att det föreligger formella felaktigheter i hanteringen.

4.1.3 Miljörätten och miljövårdsfamiljen i England och Wales[427]

4.1.3.1 Rötterna från common law

Framväxten av det industrialiserade samhället i Storbritannien, och en till dessa förhållanden avpassad lagstiftning, kan i stora drag liknas med utvecklingen i Sverige. Det finns emellertid två skillnader som är tydliga. Det ena är att den engelska industrialiseringen skedde 50-100 år före den svenska. Den andra är att motståndet mot att lagstiftningvägen ingripa mot de negativa följderna av denna utveckling var starkare i det engelska samhället. Det första skyddet mot industrialismens baksidor utvecklades därför genom common law. I domstolarna utvecklades olika aktioner,[428] främst till stöd för enskilda skadelidande som med hjälp av dessa kunde ställa krav på störande verksamheter. Men även det allmänna kunde ställa krav på sådana verksamheter vars störningar nådde en vidare och mer obestämd krets av medborgare genom aktionen ”public nuisance”. Genom att myndigheterna grundade en talan på en sådan aktion kunde den ansvarige straffas och nödvändiga skyddsåtgärder förordnas genom domstolens försorg.

Den common law-baserad regleringen av miljöstörningar kom att så småningom i huvudsak ersättas av uttrycklig lagstiftning. I den hälsoskyddslagstiftning som kom i slutet av 1800-talet föreskrevs att de lokala myndigheterna måste motverka vissa former av störningar, vilka benämndes ”statutory nuisances”. Ungefär vid samma tidpunkt kom den första lagstiftningen som syftade till att motverka den kraftiga föroreningen av de engelska vattendragen. Utöver lagstiftningen om hälsoskydd och vatten kom den tidiga engelska miljörätten att byggas utifrån att varje fara eller sektor i samhället och miljön reglerades för sig. Först i och med 1974 års Control of Pollution Act fick landet sin första lag för integrerad miljökontroll. Här uppträder för första gången ”miljön” som skyddat intresse. Ytterligare ett steg i den riktningen togs med 1990 års Environmental Protection Act (EPA), en samlad lag för många slags verksamheter och störningar. Vattenförorenande verksamheter är dock fortfarande föremål för särreglering genom 1991 års Water Resources Act (WRA). I denna ges bestämmelser om utsläppstillstånd och vattenskyddsområden. Lagen omfattar ”controlled waters”, vilket i stort sett är alla vattenområden (inklusive grundvatten) inom landet och vid kusten.[429]

---

[427] Eftersom detta kapitel behandlar lagstiftningen i England och Wales (”engelsk rätt”), är den fortsatta redogörelsen inriktad på dessa delar av landet. Skottland har en helt egen och kontinentalt influerad rättstradition.

[428] Den engelska skadeståndsrätten är uppdelad i olika rättstitlar som ger grund för en talan, ”writs” eller ”actions”. Svensk rätt är ju inte indelad med inriktning på formalia på samma sätt, och i brist på ett motsvarande uttryck på vårt språk använder jag genomgående uttrycket ”aktion” i beskrivningen av engelsk rätt.

[429] Sec. 104 WRA.

4.1.3.2 Environmental Protection Act

I Environmental Protection Act (EPA)1990 finns tillståndsregimer för miljöfarliga verksamheter och avfallshantering, samt regler för genmanipulerade organismer, luftfrågor och buller m.m. Här återfinns också numera regleringen av ”statutory nuisance”, som är utbruten från hälsoskyddslagtsiftningen. 1995 års gjordes viktiga tillägg i EPA, varav bestämmelserna i Part IIA om förorenade områden är de mest intressanta för denna studie.

Lagen ger vissa definitioner som är viktiga i sammanhanget. Så definieras ”förorening av miljön” och ”skada” (min kursiv):[430]

> ”*pollution* due to the release of substances which are capable of causing harm to man or to any other living organisms supported by the environment.”
>
> ”*harm* to the health of living organisms or other interference with the ecological systems of which they form part and includes, in the case of man, offence to any of his senses or to his property.”.

Kontrollen av industriella verksamheters miljöpåverkan sker genom den s.k. IPC-regimen i EPA Part I. Syftet med den integrerade kontrollen är att göra en allsidig prövning av miljöfarliga verksamheter som hanterar farliga substanser, oavsett om det är luften, marken eller vattnet som påverkas. En omfattande tillståndsplikt gäller för miljöfarliga verksamheter. Tillstånden följer med verksamheten[431] och ska omprövas vart fjärde år.[432] Förutom omprövning kan miljömyndigheten ändra villkoren i ett tillstånd genom ändringsförelägganden (”variation notices”), om det är nödvändigt med hänsyn till miljön.[433] Precis som i Nederländerna,[434] anser den engelske lagstiftaren att EU:s IPPC-direktiv bjuder att systemet med s.k. ”base-line studies” ska introduceras. [435]

Det kan också nämnas att ett ännu strängare system finns sedan flera år i tillståndsregimen för deponier i avfallsregimen i EPA Part II.[436] Ett sådant tillstånd kan inte föras över till annan person utan medgivande från tillståndsmyndigheten. När deponien ska avslutas måste tillståndshavaren likaså söka medgivande för detta (”surrender”). Efter en sådan ansökan görs en inspektion av området ifråga. Om avslutningsarbetena är väl genomförda och det inte föreligger någon fara för miljön eller människors hälsa, ska

[430] Secs. 1(3) resp. 1(4) EPA.
[431] Sec. 9 EPA.
[432] Sec. 6(6) EPA.
[433] Sec. 10 EPA.
[434] Se avsnitt 3.1.3.1.
[435] EA Promemoria juni-97 och januari-98, se Tromans & Turall-Clarke 1999 sid. 25.
[436] Secs. 29-78. EPA.

medgivande ges. Då utfärdas ett certifikat som befriar verksamhetsutövaren från vidare ansvar enligt EPA.

I Part III EPA återfinns reglerna om ”statutory nuisance”.[437] Översatt till svenska förhållanden kan denna störning sägas vara en blandning av sådant som omfattas av hälsoskyddslagstiftningen och grannelagsrätten; rök, ångor eller gaser, damm, lukt eller andra luftburna störningar, deponerade material, djur, ljud och vibrationer och annat som kan spridas från en ”byggnad, fastighet eller farkost” och därmed utgöra en fara för hälsan eller en omgivningsstörning [438]. Enligt denna definition kan ett förorenat område ge upphov till ”statutory nuisance”. Här återfinns ett strängt ansvar för den som – genom egna aktiviteter, passivt medgivande eller av underlåtenhet – har ”orsakat” störningen, oavsett när så skedde.[439] Finns flera sådana personer är ansvaret dessutom solidariskt, oavsett hur stor del var och en bidragit med. Om den eller de som orsakat störningen inte går att finna, går ansvaret över till den som äger eller brukar fastigheten. Regleringen utgår följaktligen från ett strängt markägaransvar som innebär att det i sista hand är denne som ska se till att fastigheten är i ett skick som inte stör omgivningen.

4.1.3.3 Myndighetsorganisation och genomförande av kraven

Högst upp i hierarkin för miljövårdens organisation i England och Wales befinner sig miljödepartementet.[440] Departementet har en starkt styrande roll genom att det meddelar förordningar, föreskrifter och allmänna råd.[441] Central myndighet för hela miljöområdet är sedan 1996 Environmental Agency (EA).[442] Det är EA som meddelar tillstånd enligt både EPA och vattenlagstiftningen (WRA). Det finns likheter mellan vårt Naturvårdsverk och den engelska myndigheten, men det finns också en viktig skillnad: EA är inte enbart en central myndighet utan arbetar operativt i åtta regioner. En annan skillnad är att EA har större befogenhet att ingripa i enskilda ärenden och beordra den lokala miljömyndigheten att besluta i viss riktning. Länsstyrelserna (county boards) saknar en uttalad roll i miljöarbetet med undantag för planlagstiftningen. Huvudrollen i det lokala miljöarbetet ligger istället på

[437] Secs. 79-82 EPA.
[438] Sec. 79(1) EPA.
[439] Enligt sec. 79(7) EPA ”the person to whose act, default or sufferance the nuisance is attributable”.
[440] Tidigare DoE (Department of the Environment), numera DETR (Department of the Environment, Transports and the Regions).
[441] De två förra kallas ”regulations” resp. ”orders”, skillnaden är liten. ”Guidances” är allmänna råd som har en viss styrande effekt genom att domstolarna kan beakta dessa vid ”judicial review”.
[442] Tidigare var tillsynen över EPA och WRA uppdelad mellan HMIP (”Her Majesty’s Inspectorate for Pollution”) och NRA (”National Rivers Authority”).

kommunerna (district councils).[443] Slutligen bör nämnas ”Nature Conservancy Council for England” (”English Nature”), ett centralt råd för de gröna frågorna i miljövårdsarbetet.

Som framgått ovan, genomdriver miljömyndigheterna lagstiftningen med stöd av tillstånd och förelägganden (”notices”). Adressaten för ett föreläggande kan överklaga på sakliga och formella grunder till Magistrates Court. Domstolen gör en full prövning, d.v.s. sätter ett nytt beslut i det gamlas ställe.[444] Administrativa viten existerar inte i Storbritannien. Det normala är istället att om något görs i strid mot tillstånd eller förelägganden utgör detta en straffbar handling.[445] Reglerna för ”statutory nuisance” i Part III EPA ger en bra illustration av detta; att utan skälig ursäkt (”reasonable excuse”) bryta mot ett föreläggande enligt dessa regler är ett brott.[446] När det gäller industriella och kommersiella verksamheter kan företagaren ursäkta sig med att han har tillämpat ”BPM”, d.v.s. ”best practicable means”. Även om bedömningen i dessa mål är straffrättslig, anses företagaren ha bevisbördan för att så är fallet.[447] Slutligen gäller också att om adressaten inte följer ett föreläggande kan myndigheten utföra de behövliga åtgärderna på eget bevåg. Myndigheten kan därefter söka de kostnader åter som anses skäliga i sammanhanget.[448]

När det gäller tillgången till de straffrättsliga instrumenten finns vidare en avgörande skillnad mellan det engelska systemet och det svenska. I vårt land är rollfördelningen mellan miljömyndigheten och åklagarmyndigheten klar; den förra anmäler överträdelser till polisen eller åklagaren, och den senare prövar förutsättningarna för att väcka åtal. Rätten att väcka åtal är ett monopol för åklagaren, med vissa i sammanhanget betydelselösa undantag. I England och Wales är däremot grundregeln att åtalsrätten är fri om inte något uttryckligt undantag framgår av lag. Något sådant undantag finns inte inom miljörätten och därmed är åtalsrätten tillgänglig för såväl myndigheter, som enskilda och organisationer. Denna möjlighet har utnyttjats i mycket stor utsträckning av de engelska miljömyndigheterna vid överträdelser mot miljölagarna.[449] Vid en jämförelse mellan våra länder kan man säga att, där

[443] En allt vanligare organisationsmodell är dock att länet håller i större och överordnade frågor, medan kommunen svarar för den lokala myndighetsutövningen (”unitary districts”).
[444] Det uttryck som ibland används är att domstolen ”sits in the chair”.
[445] Se t.ex. sec. 26 EPA.
[446] Sec. 80(4).
[447] Tromans sid. 267.
[448] Secs. 81(3) och 81(4) EPA.
[449] I Hurst (avsnitt 6.5, 6.6 och 7.13) finns en jämförelse mellan de två länderna med avseende på antalet väckta åtal. Där antalet i Sverige under 1970-talet var enstaka per år, var det många gånger fler i England. Hurst tar som exempel att enbart i Wales väcktes 28 åtal under ett år (1982) och att han själv medverkade i ett hundratal åtal under sju år i slutet av 1970-talet.

de svenska myndigheterna agerar i förvaltningsdomstol för att få viten utdömda, där väcker de engelska åtal i allmän domstol.[450]

4.1.4 Planlagstiftningen

Exploatering och byggande regleras numera i 1990 års Town and Country Planning Act (TCPA). Av planer finns två typer, ”structure plans” och ”local plans”, meddelade av de regionala myndigheterna resp. kommunerna. De förra täcker större områden och här ges allmänna riktlinjer för markanvändning, kommunikationer, avfallshantering, natur- och miljöskydd m.m. ”Local plans”, motsvarande våra detaljplaner, har en starkt styrande funktion när det kommer till bygglovsgivning. Den centrala styrningen av myndigheternas planarbete är dock betydligt kraftigare än i Sverige. De allmänna intressen som planmyndigheten är skyldiga att iaktta, framgår dels av lagen, dels av olika s.k. Policy Planning Guidance Notes (”PPG:s”), som meddelas av regeringen. I dessa finns krav på att beakta behovet av uthållig utveckling, en god miljö och hushållning med naturresurser m.m. Enligt PPG 23 ska förorenade områden anges i de lokala planerna. Till skillnad från det svenska systemet, kan bygglov kombineras med villkor. Dessa kan avse alla slag av förutsättningar och inskränkningar för exploateringen, så länge som dessa planmässigt motiverade, relevanta och skäliga i sammanhanget.[451]

4.2 Skadeståndsrättsliga regler

4.2.1 Aktioner enligt common law

Som nämnts i inledningen är de regler som ger den enskilde skadelidandes möjligheter att ingripa mot en störande verksamhet främst utvecklade i domstolarna genom common law. I viss mån har denna rättspraxis kompletterats med lagstiftning för särskilda frågor, t.ex. medverkandeansvar, flera skadevållare m.m.[452] Common law-systemet har utvecklat olika ”aktioner”

[450] Det bör också nämnas att enskilda som drabbas av en omgivningsstörning har en förhållandevis stark ställning i engelsk rätt. Den enskilde som drabbas av ”statutory nuisance” kan – efter att ha uppmärksammat den ansvarige på problemen – vända sig till Magistrate Court för att få hjälp. Domstolen har nämligen rätt att meddela förelägganden i samma utsträckning som den lokala myndigheten. Domstolen kan dessutom förse dessa förelägganden med viten, vilket brukar bidra till adressatens beredvillighet att följa beslutet. Om han ändå inte följer domstolens föreläggande, eller ingen adressat går att finna, kan slutligen domstolen beordra den lokala myndigheten att vidta de nödvändiga åtgärderna (Hughs sid. 14).

[451] I Sverige kan villkor i samband med detaljplan endast omfatta mycket begränsade frågor, t.ex. beträffande trafik, avlopp och ändring av befintlig byggnad (5 kap. 8 § plan- och bygglagen).

[452] Sådana regler ges exempelvis i 1978 års Civil Liability (Contribution) Act.

till grund för krav på såväl olika åtgärder, som skadestånd. Varje aktion har sina egna förutsättningar, fastslagna i en rättspraxis som utvecklats alltsedan den förra hälften av 1800-talet. Rättsutvecklingen är fortfarande stark och viktiga avgöranden med inriktning på det moderna samhällets miljökrav har tillkommit under 1980- och 1990-talen. De aktioner som idag är mest intressanta för den enskilde som drabbas av föroreningsskador är ”private nuisance” och ”Rylands v. Fletcher-regeln”, den senare egentligen en variant av den förra. Även aktionen ”negligence” har viss betydelse.

I Storbritannien har miljömyndigheterna inte tillgång till skadeståndsrättsliga regler till skydd för de intressen som de företräder. Från den synpunkten kan följaktligen redogörelsen nedan om skadeståndsrätten och dess rättspraxis uppfattas som obehövlig. Emellertid påverkar skadeståndsrätten den förvaltningsrättsliga regleringen på området på olika sätt. Detta sker dels allmänt genom den skadeståndsrättsliga grundsynen på ansvar, dels genom att vissa uttryck är gemensamma för de båda rättsområdena. En kort beskrivning av de viktigaste skadeståndsrättsliga aktionerna kan därför vara av intresse.

4.2.2 Fyra aktioner vid markförorening

4.2.2.1 Private nuisance

”Private nuisance” definieras som ”…unlawful interference with a person’s use or enjoyment of land or some right over, or in connection with it.”[453] Aktionen har stora likheter med den svenska grannelagsrätten. Det är fråga om ett skydd för den som äger eller brukar en fastighet mot olika former av intrång eller immissioner utöver en viss nivå. Störningarna kan utgöras av inträngande vatten, rök, lukt, ångor och gaser, buller, hetta, vibrationer, elektricitet, djur och vegetation samt även förorening. Däremot anses inte helt tillfälliga störningar utgöra ”private nuisance”, det ska vara fråga om ett förhållande (”state of affairs”) i grannskapet. I detta begrepp inbegrips emellertid även sådana störningar som är typiska – om än helt enstaka eller tillfälliga – från en fortgående verksamhet eller förhållande. En grundläggande förutsättning för ”private nuisance” är att den skadelidande äger eller brukar den fastighet som drabbas av störningen. Däremot finns inget krav att skadevållaren ska äga fastigheten där den störande verksamheten pågår.

I likhet med grannelagsrätten är det här inte fråga om ett absolut skydd mot alla former och nivåer av störningar. Prövningen av om något ska betraktas som ”private nuisance” innebär istället att domstolen gör en *avvägning* mellan den enes rätt att fritt förfoga över sin fastighet, och den andres rätt att njuta sin. En avgörande faktor vid denna bedömning är om

[453] Thornton & Beckwith sid. 70.

skadevållaren aktiviteter utgör ”reasonable use” av fastigheten. I detta begrepp ligger till att börja med att störningen måste vara över en viss nivå; lite smuts får grannarna lov att tåla. Toleranströskeln kan variera bl.a. beroende på störningens varighet samt skadans art och omfattning. Även verksamhetens allmännytta inverkar på denna bedömning. Om verksamheten är påbjuden eller tillåten av offentlig myndighet, kan detta medföra immunitet mot angrepp grundade på ”nuisance”. Denna fråga är emellertid kontroversiell och som en grundläggande förutsättning brukar anges att tillståndet klart och tydligt ska täcka det kontroversiella utsläppet till sin substans, kvantitet, koncentration och temperatur.[454]

4.2.2.2 Rylands v. Fletcher

Aktionen ”Rylands v. Fletcher” har fått sitt namn efter ett rättsfall från 1868.[455] Den bygger på samma tanke om markägarens ”förvaltaransvar”[456] som kännetecknar ”private nuisance”. Regeln innebär ett strikt ansvar på så vis att den inte förutsätter någon oaktsamhet från markägarens sida. Utvecklingen av regeln i rättspraxis alltsedan det första avgörandet gör att följande kan sägas om dess tillämplighet idag: Det ska vara fråga om att markägaren *tillfört* något till fastigheten *för egna ändamål.* Sådant som finns där eller som kommer dit av naturliga orsaker kan alltså inte utlösa ansvar. Det ska vidare vara fråga om en skada som drabbat *omgivningen*, utanför den egna fastigheten. Slutligen ska bedömningen av ”non-natural use” göras utifrån förutsättningen att det ska finnas en *risk för skada* (”likely to do mischief”) i omgivningen. Det ska inte vara fråga om vanliga eller vardagliga användningar, utan att fastigheten brukas för något speciellt som medför fara för andra. Traditionellt har de engelska domstolarna haft en snäv syn i denna fråga och inkluderat åtskilliga industriverksamheter i vad som är ”naturligt”. I det uppmärksammade rättsfallet Cambridge Water som beskrivs i nästa avsnitt slog emellertid House of Lords fast att kemikalieförvaring på en fastighet är ett klassiskt exempel på ”non-natural use”.

4.2.2.3 Cambridge Water

Rättsfallet Cambridge Water Company v. Eastern Counties Leather plc[457] gällde förorening av grundvatten och här aktualiserades samtliga de tre aktioner som nämnts ovan. Rättsfallet väckte stor uppmärksamhet, såväl i Storbritannien som i övriga Europa och dess betydelse har jämförts med det

[454] Hughes sid. 43. Se även rättsfallen Smeaton v.Ilford Corp. ([1954] 1 All E.R. 923) och Allen v. Gulf Oil Refining Ltd. ([1981]1 All E.R.353).
[455] Rylands v. Fletcher ((1868) L.R. 3 H.L. 330).
[456] Se avsnitt 10.3 för detta uttryck.
[457] [1994] 1 All. E.R. 53.

nederländska Shell-avgörandet.[458] Likheten finns också i det att båda rättsfallen behandlar frågan om *förutsebarhet*, eller *”relativitet”* som holländarna kallar det. En avgörande skillnad är emellertid att Hoge Raads dom handlar om det allmännas möjligheter att utkräva ansvar för efterbehandling av historiska föroreningar. Cambridge Water däremot behandlar enbart denna fråga ur civilrättslig synvinkel. Vid tidpunkten för rättegången hade redan skadevållaren, företaget ECL, fullgjort sina reparativa skyldigheter enligt den offentligrättsliga vattenlagstiftningen.[459]

> Företaget ECL hade bedrivit garveriverksamhet i Sawston i närmare 100 år. Fram till 1976 användes vissa typer av lösningsmedel i verksamheten. Hanteringen av dessa medförde fortlöpande spill på den egna fastigheten. Lösningsmedlen spred sig så småningom ned i marken och förorenade grundvattnet. Vattenförsörjningsföretaget Cambridge Water öppnade 1979 ett nytt borrhål, c:a två kilometer från ECL:s fastighet. Vattnet befanns då vara av godtagbar kvalitet. 1980 kom emellertid EG:s nya grundvattendirektiv och vid kontrollmätningar upptäcktes att halten av lösningsmedel i vattnet stred mot detta direktiv. Cambridge Water fick lov att stänga vattentaget och stämde ECL för att få ersättning för sina kostnader för att öppna ett nytt borrhål. Man grundade sin talan på ”nuisance”, ”Rylands v. Fletcher”-regeln och ”negligence”. Underrätten fann att en sådan skada inte var förutsebar 1976, då dessa lösningsmedel slutade att användas. Court of Appeal menade däremot att markägarens rätt att ta grundvatten är så stark att den bör skyddas alldeles oavsett. House of Lords ändrade igen och menade att ett gemensamt kriterium för samtliga dessa tre ”aktioner” är att skadevållaren kunde förutse skadan vid den tidpunkt då verksamheten bedrevs.

Genom domen gjordes alltså klart att möjligheten att förutse skadan är ett avgörande kriterium för skadeståndsrättsligt ansvar enligt common law. Vill man ändra på detta krävs enligt domstolen kompletterande lagstiftning. Jag vill dock återigen poängtera att domen inte har bärighet på det offentligrättsligt grundade ansvaret för historisk förorening i England. Skadans förutsebarhet anses normalt inte vara en relevant faktor vid denna senare bedömning.

---

[458] Se bl.a. Betlem-Fauré sid. 12, Betlem 1995b sid. 289. För Shell-avgörandet, se avsnitt 3.2.4.1.
[459] Rossi sid. 3 och Tromans & Turral-Clarke 1999 sid. 60, även ENDS June 1999 s. 5.

4.2.2.4 Negligence och trespass

Aktionerna ”negligence” och ”trespass” har mindre betydelse vid miljöskador beroende på de speciella förutsättningar som gäller för dessa. När det gäller den första aktionen måste den lidit skada kunna visa att skadevållaren hade en speciell skyldighet att skydda hans intressen, samt att denne inte tagit skäliga mått och steg för att fullgöra detta. En sådan relation anses svår att påvisa, även om det förekommer.[460]

Aktionen ”trespass” täcker mera direkt intrång eller skada, snarare än konsekvenserna av en handling. Som exempel brukar man ange att någon fäller ett träd över gränsen till annans mark. Om grannen träffas i huvudet är det fråga om ”trespass”. Däremot om han snubblar över trädet är detta en *konsekvens* av ett handlande och täcks inte av denna aktion (men eventuellt av ”negligence”). En annan begränsning är att ”trespass” endast täcker närmast avsiktliga handlingar (till skillnad från ”negligence”). Å andra sidan behöver det inte vara fråga om ”onaturlig” användning av en fastighet (som ”Rylands v. Fletcher”). Förutsättningen att skadan måste vara direkt gör att ”trespass” inte kan tillämpas speciellt ofta vid miljöskada.

Att så ändå kan vara fallet illustreras av ett äldre rättsfall där en kommun blev skadeståndsskyldig för utsläpp som orsakade sedimentering av annans fastighet (vatten).[461] En fördel för käranden i ”trespass” är att han inte behöver visa att någon skada verkligen har inträffat. Så snart själva intrånget (den fysiska förändringen) har inträffat, kan han utverka ett domstolsföreläggande mot verksamheten.

4.2.2.5 Preskription

Frågor om preskription regleras i egen lagstiftning.[462] Grundregeln är att preskriptionstiden är sex år, räknat från den tidpunkt då skadelidanden upptäckte skadan. Precis som i Nederländerna finns emellertid en bortre gräns för preskriptionstiden (”long stop”) och den är 15 år, beräknat från den skadegörande händelsen. Här bör man dock observera att denna beräkning ska göras utifrån tidpunkten då skadan blev så kvalificerad att den kunde grunda skadestånd (”actionable”). Denna tidpunkt kan alltså inträffa långt efter att den förorenande aktiviteten upphört. Detta var ju fallet i Cambridge Water där grundvattenföroreningen blev otillåten först genom ikraftträdandet av EG:s grundvattendirektiv.[463]

---

[460] Se rättsfallet Tutton v. A.D. Walter Ltd ([1985] 3 W.L.R. 797), där en jordbrukare blev ersättningsskyldig gentemot en biodlare då han, i strid mot gällande föreskrifter, besprutade sina oljeväxter under blomningen.
[461] Jones v. Llanrwst Urban District Council [1911] 1 Ch. 393.
[462] 1980 års Limitation Act, med tillägg genom 1986 års Latent Damage Act.
[463] McKenna-rapporten (Castle), sid. 355.

Inom miljöskadeståndsrätten är det egentligen bara ”negligence” som omfattas av denna grundregel. När det gäller ”nuisance”, ”Rylands v. Fletcher”-regeln och ”trespass” anses dessa störningar som fortgående intrång och preskriptionstiden beräknas därför från tidpunkten för störningens upphörande.[464] Detta gör att frågan om förutsebarhet ofta kommer i förgrunden i dessa mål.[465]

[464] A.a. sid. 355.

[465] För personskador finns endast en preskriptionsfrist och den infaller tre år efter att den skadelidande fick kännedom om skadan. Det förekommer därför att skadelidanden eller dödsbon väcker talan som grundas på händelser som skedde för mycket länge sedan. I det uppmärksammade rättsfallet Margereson and Hancock v. J.W. Roberts Ltd bedömdes företaget ha agerat oaktsamt gentemot en man som under 1930-talet som barn hade lekt i närheten av Roberts asbestfabrik. (High Court (Queens Bench Division) 27 oktober 1995, se Betlem 1995b sid. 9, ENDS December 1995 s. 40) Se även TMA 1995 nr. 6 angående den nederländska diskussionen om personskador och förslaget till en liknande regel i BW.

4.3 Förorenad mark

4.3.1 Lagstiftningsregimens förhistoria

Åtgärder mot förorenade områden i Storbritannien har traditionellt vidtagits i samband med exploatering av bebyggelse. I viss utsträckning har sådana miljövårdsåtgärder även vidtagits för att motverka vattenförorening. Om man ser till orsakerna till att landet har ett stort antal förorenade områden är dessa flera, varav de geografiska förhållandena, den tidiga industrialiseringen och den starka urbaniseringen är viktigast. Stora delar av de områden som tidigare använts som avfallsdeponier är numera bebyggda med bostadshus, vilket i sin tur har lett till att säkerhets- och hälsoskyddsaspekter tidigt kom i förgrunden på detta rättsområde. Uppmärksamheten efter den tragiska händelsen 1986 i Loscoe[466] ledde till att parlamentet tog initiativet till att bilda en kommitté för att utfärda riktlinjer för exploatering och efterbehandling av förorenade områden, den s.k. ICRCL-kommittén.[467] Så fick man en viss styrning av riskvärdering och efterbehandlingen av övergivna avfallstippar, gasverkstomter, gruvor, skrotgårdar m.m. Dessa riktlinjer tillämpades emellertid av de lokala planmyndigheterna där inställningen och ambitionen var varierande.

I samband med arbetet med 1990 års EPA gav därför det engelska miljödepartementet ut en vitbok, ”This Common Inheritage”, där man föreslog att den lokala miljömyndigheten skulle upprätta s.k. ”section 143-register”.[468] Tanken var att samtliga områden där det någon gång hade bedrivits förorenande verksamheter skulle antecknas i ett offentligt register. Många lokala myndigheter kom också igång med detta arbete. Kritiken från industrierna, kreditinstitutionerna och markägarintressena blev emellertid massiv då man befarade ”blight”, d.v.s. att fastighetsmarknaden skulle påverkas (överdrivet) negativt av en sådan publicering.[469] Förslaget drogs tillbaka 1993 och istället publicerade regeringen två policydokument året efter, ”Paying for our past” och ”Framework for contaminated land”. [469 a]

I det senare dokumentet uttalade regeringen inledningsvis att man inte hade för avsikt att gå emot domslutet i Cambridge Water med uttrycklig lagstiftning med sikte på civilrättsliga förhållanden. När det gällde den offentligrättsliga lagstiftningen på området angavs att den borde genomsyras av ”the suitable for use policy”. Denna politik utgår från att åtgärder för att efterbehandla förorenade områden främst ska vidtas frivilligt eller i samband

[466] Se avsnitt 1.2.2.4.
[467] The Inter-Departmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land.
[468] Av sec. 143 EPA 1990.
[469] Tromans sid. 196.
[469 a] Department of the Environment: Paying for our past resp. Framework for contaminated land.

med exploatering av mark för utveckling och bebyggelse. En annan vägledande idé är att efterbehandling endast ska ske när det finns lämpliga och kostnadseffektiva metoder att tillgå. Den befintliga lagstiftningen – med inriktning på prevention – borde emellertid kompletteras med särskilda regler för allvarligt förorenade områden. De nya reglerna skulle utformas med Part III EPA (”statutory nuisance”) som förebild. Ansvaret för förorenare och markägare skulle i princip inte bli tyngre än vad som redan framgick av regler och rättspraxis om omgivningsstörningar (EPA) och vattenföroreningar (WRA).[470] Ansvaret skulle emellertid klargöras och preciseras. Dessutom skulle den nya regimen innehålla klarare riktlinjer för i vilka fall ett område skulle efterbehandlas och hur detta skulle ske.

4.3.2 Environmental Protection Act Part IIA

4.3.2.1 1 Lagstiftningen tillämpningsområde

Som nämnts ovan, ingår den nya regimen för förorenade områden ingår Part IIA i 1990 års EPA.[471] Lagstiftningen är av uttalad ramlagskaraktär och förutsätter precisering genom underliggande författningar och allmänna råd.[472] Reglerna trädde i kraft den 1 april 2000 och de innebär i huvudsak att det införs en skyldighet för de lokala myndigheterna att utföra inventeringar av förorenade områden i kommunen. Som sådana definieras dock endast de områden som redan vid nuvarande markanvändning medför en hög risk för människans hälsa eller miljön. Den lokala myndigheten ska därefter ta ställning till behovet av, och möjligheten till, efterbehandling av dessa områden. Vissa områden som är förorenade av särskilt kvalificerade kemikalier eller

[470] Debatten kring de nya reglerna har varit livlig. En sak som förvånansvärt nog inte har varit föremål för samma diskussion, är den om lagstiftningens eventuella retroaktivitet. Detta kan i och för sig bero på att denna fråga inte bedöms vara särskilt kontroversiell i sammanhanget (intervju Malcolm Grant 27/2-98, se emellertid Thornton-Beckwith sid. 158 där vissa farhågor för ”retrospective” lagstiftning uttalas). Det kan f.ö. vara värt att notera att inte heller regeln om efterbehandlingsansvar i föregångaren till sec. 161 WRA ansågs vara retroaktiv lagstiftning när den infördes på 1960-talet. I frågan om retroaktivitet, se Clifford-Chance: The contaminated land regime, sid. 14, Jones i TMA 1995 s. 159 och Tromans & Turall-Clarke 1994 sid. 30 och 83.

[471] Secs. 78A-78YC.

[472] Hela ”paketet” – DETR Circular 2/2000 Contaminated land: Implementation of Part IIA of the Environmental Protection Act 1990 av den 10 april 2000 – består av närmare 225 sidor, fördelade på 24 sidors förordningstext (Statutory instrument 2000 no. 227/The Contaminated Land (England) Regulations), 82 sidor med föreskrifter (Statutory Guidance/Contaminated Land) och resten i skrivelser av typen allmänna råd. Textmassan är inte bara omfattande, den är också i vissa avsnitt mycket svår att tränga igenom. I sitt försök att ge klargörande regler har det engelska miljödepartementet – med stöd av den akademiska eliten på området – presterat en detaljreglering som för den enskilde måste framstå som närmast monstruös. För den intresserade rättsvetenskaparen finns här emellertid mycket att hämta.

verksamheter ska räknas som ”special sites”. Dessa ska fortsättningsvis Environmental Agency (EA) ansvara för.

Förhållandet mellan reglerna om förorenade områden och övrig lagstiftning utgår från att de senare går före Part IIA. Så är fallet med tillståndsregimerna för miljöfarliga verksamheter och avfallshantering enligt Part I och II EPA. Part IIA och vattenlagstiftningen är parallellt tillämpliga och eventuella kollisioner mellan regler och tillsynsansvar ska undvikas genom samråd mellan den lokala myndigheten och EA.

Lagen inleds med en rad definitioner, varav den viktigaste lyder:[473]

> ”Contaminated land is any land which appears to the local authority in whose area it is situated to be in such a condition, by reasons of substances in, on or under the land, that significant harm is being caused or there is a significant possibility of such harm being caused; or pollution of controlled waters is being, or is likely to be, caused (…)”

Bestämningen av ett område som förorenat i lagens mening ska alltså ske utifrån att de förorenande substanserna i området: 1) orsakar en faktisk och påtaglig skada eller en signifikant risk för sådan skada eller 2) orsakar vattenförorening eller en risk härför.

Den närmare avgränsningen av definitionen görs i föreskrifter. Av dessa framgår att bedömningen enligt 1. ska göras i tre steg. Först ska *källan* (”the pollutant”) identifieras, d.v.s. de förorenande substanserna. Därefter ska det *skyddsvärda intresset* (”the receptor”) fastställas. Även om definitionen av skada är vid och inkluderar allt slags ekologisk skada, är det endast vissa utpekade intressen som får beaktas i sammanhanget. Dessa, tämligen snävt avgränsade intressen är följande:[474]

- Människans hälsa med avseende på allvarliga skador eller sjukdom, genetiska eller cancerogena förändringar samt negativa effekter på fortplantningsförmågan eller fosterskador.
- Irreparabla eller andra påtagligt (”substancial”) negativa effekter i speciellt skyddsvärda naturområden och biotoper. De områden som får beaktas är endast de som är avsatta med stöd av den engelska naturvårdslagstiftningen och EG-rätten.
- Sådana skador på byggnader och andra anläggningar som gör att de inte längre är lämpade för sin nuvarande användning.
- Sådana skador eller sjukdomar som drabbar boskap, jaktbart vilt och fiske samt markens grödor så att de påtagligt minskar i värde. Här är det angivet ett riktvärde på 20 % värdeminskning.

[473] Sec. 78A(2).
[474] Sec. 78A(4).

Det tredje och sista steget i klassificeringen av ett område som är förorenat är att visa på en tänkbar *spridningsväg* (”the pathway”) för föroreningarna att nå de skyddsvärda intressena. I denna delen är det tillräckligt att visa på en trolig spridningsväg utifrån allmänna vetenskapliga erfarenheter och förhållandena i marken eller vattnet i det enskilda fallet. Först när samtliga av dessa tre faktorer är fastställda är området att betrakta som förorenat i lagens betydelse (”significant pollutant linkage”).

4.3.2.2 Inventering och ställningstagande

Efter inveneringen ska kommunen göra en översiktlig utredning av misstänkta områden som underlag för en bedömningen om ett de är förorenade i lagens mening. Om så är fallet, ska en underrättelse om detta sändas till den som anses vara efterbehandlingsansvarig och den som äger eller brukar marken. Efter detta följer en tid för rådrum och förhandlingar i tre månader. Därefter ska myndigheten meddela ett föreläggande (”remediation notice”) till den som bör ansvara för att åtgärda området. Uttrycket ”remediation” ges en vid definition; här ingår åtgärder för att undersöka området, åtgärder för att förhindra eller motverka skada och för att reparera eller återställa området i dess tidigare skick, samt även åtgärder för efterkontroll (”monitoring”).[475] Av föreläggandet ska framgå vad slags åtgärder som ska utföras, av vem och inom vilken tid.[476] Det är också möjligt att meddela flera förelägganden (”phasing”), där kraven går från undersökning till åtgärder för att sluta med efterkontroll.

Åtgärderna som kan krävas ska dock vara skäliga (”reasonable”).[477] Detta har betydelse såväl när det gäller *målsättningen* för miljövårdsarbetet, som bedömningen av åtgärdernas *kostnadseffektivitet*. Målsättningen enligt Part IIA är begränsad; kraven kan endast omfatta sådana åtgärder som medför att området inte längre kan klassas som förorenat i lagens mening *vid pågående och tillåten markanvändning*. Enligt föreskrifterna är det alltså tillräckligt att de förorenande substanserna avlägsnas eller isoleras.[478] Blir det fråga om en utveckling av markanvändningen genom exploatering eller andra åtgärder som kräver tillstånd enligt plan- och bygglagstiftningen, ska det vidare behovet av miljövårdsåtgärder göras i dessa prövningar.[479] Det andra steget i

[475] Sec. 78A(7).
[476] I den föregående parlamentsdebatten angav visserligen regeringen att man kunde tänka sig att förelägganden kunde meddelas som angav *målen* för de begärda undersökningarna eller åtgärderna (Tromans sid. 215). Något sådant kan jag emellertid inte läsa ut av föreskrifterna som istället enbart talar om preciserade åtgärder.
[477] Sec. 78D.
[478] Föreskrifterna, pp. C17-25. Det bör dock nämnas att, om föroreningarna är orsakade av överutsläpp eller andra brott mot tillstånd enligt EPA eller WRA, är efterbehandlingsplikten i den lagstiftningen högre ställd och innebär i princip full återställning av det skadade området.
[479] Se Annex 1 till DETR Circular 2/2000 Contaminated land: A statement of government policy, pp. 9-15 och föreskrifterna, pp. A26-A34, även Lewis sid. 1089.

skälighetsprövningen är en bedömning om miljövårdsåtgärderna är kostnadseffektiva i förhållande till målsättningen.[480] I detta led ska kostnaden för de åtgärder som anses utgöra bästa teknik i efterbehandlingssammanhang (”best practicable remediation techniques”) vägas mot miljöfaran. De ekonomiska konsekvenserna för den ansvarige ska däremot inte beaktas vid denna skälighetsbedömning, utan i ett senare skede.

Om myndigheten bedömer att ett område inte kan efterbehandlas p.g.a. att skäliga metoder härför saknas (oproportionerliga kostnader, tekniska hinder o.s.v.), ska den istället upprätta en deklaration (”remediation declaration”). Skälen för myndighetens ställningstagande ska anges och deklarationen ska föras in i det register som man är skyldig att upprätta. I detta register antecknas också andra uppgifter av intresse för myndigheter och aktörer på fastighetsmarknaden.[481]

Så här långt bygger alltså lagstiftningen på en klar uppdelning av ansvaret mellan myndigheten och den ansvarige; den förra måste stå för de inledande undersökningarna som ligger till grund för en klassning, först därefter kan krav ställas på den senare.

4.3.3 Ansvarssubjekten

Part IIA bygger på en uppdelning av ansvarssubjekten i två kategorier. Ansvarig för undersökning och efterbehandling är i första hand den eller de som har orsakat föroreningen. Dessa förorenare kallas ”klass A-personer”. Om inga A-personer finns tillgängliga, går istället ansvaret över till den som äger eller brukar marken (”klass B”). Klass A-personer definieras som följer (min kursiv):[482]

> ”(…) any person, or any of the persons, who *caused or knowingly permitted* the substances, or any of the substances, by reason of which the contaminated land in question is such land to be in, on or under that land is an appropriate person.”

Förorenaren anges alltså som den som ”caused or knowingly permitted” att de förorenande substanserna hamnat i området. Detta uttryck har funnits i den engelska miljölagstiftningen i över hundra år och har givits sin närmare avgränsning i rättspraxis. Eftersom genomförandet av dessa regler av tradition har varit straffrättsligt, är det fråga om en rättspraxis som utvecklats i brottmål. Hade detta varit i Sverige hade en förutsättning för ansvar varit att den tilltalade hade agerat med uppsåt eller av oaktsamhet, dessutom straff-

[480] Föreskrifterna, pp. C29-34.
[481] Sec. 78R.
[482] Sec. 78F(2).

rättslig sådan.[483] Så är alls inte fallet i det engelska systemet; arvet från äldre tiders hälsovårdslagstiftning har medfört en konstruktion med kravregler som inte förutsätter uppsåt eller oaktsamhet. Tanken bakom lagstiftningen har varit att uppnå en preventiv effekt genom ett system byggt på ett objektivt ansvar för överträdelser. Detta synsätt accepterades tidigt av domstolarna som menade att dessa förseelser ”…are not criminal in any real sense, but are acts which in the public interest are prohibited under a penalty”[484]. I den rättspraxis som härvid utvecklades var bedömningen av handlingar och underlåtenheter så sträng att man kan beteckna ansvaret som närmast ”strikt”. Detta är också den beteckning som används i domarna och i den engelska doktrinen.[485] Här bör man dock komma ihåg att juridiska personer är straffrättsliga subjekt i England.[486] En rättvis jämförelse mellan våra länders miljöstraffrätt borde därför inbegripa de svenska reglerna om särskild rättsverkan av brott som är speciellt riktade mot företag, t.ex. värdeförverkande och företagsbot enligt brottsbalken.[487] För denna studie är det emellertid tillräckligt att konstatera att det engelska straffansvaret för brott mot miljölagstiftningen – oavsett om den tilltalade är en enskild eller ett företag – är avgörande för bestämningen av vem som ansvarar för fullgörandet av de offentligrättsligt grundade plikterna.

4.3.3.1 Rättspraxis i brottmål under vattenlagstiftningen

De tydligaste exemplen på detta straffansvar finns under vattenlagstiftningen. Orsaken till detta är enkel; före 1995 var det inte möjligt att meddela direkta förelägganden med stöd av Water Resources Act, utan myndigheten var hänvisad till självhjälp och kostnadstäckning.[488] Eftersom det senare remediet var förknippat med ekonomiska risker, valde myndigheten då istället att i stor utsträckning arbeta den straffrättsliga vägen. På så vis uppstod en riklig rättspraxis, vilken mestadels har handlat om förståelsen av uttrycken ”causing” och ”knowingly permitting”.[489]

---

[483] Straffrättslig culpa anses ligga på en högre nivå än den civilrättsliga, d.v.s. att för ansvar för brott krävs en högre grad av oaktsamhet (se Erenius i Svensk rätt i omvandling, sid. 143ff).

[484] J Wright i rättsfallet Sherras v. De Rutzen ([1895] 1 Q.B. 918, citerat efter Hughes sid. 5). Uttalandet upprepas av Lord Salmon i rättsfallet Alphacell Ltd v. Woodward ([1972] 2 All E.R. 475 på sid. 490 f), se nedan.

[485] Thornton & Beckwith sid. 218, Hughes sid. 573, Tromans bl.a. på sid. 81.

[486] Se SOU 1997:127, del A avsnitt 7.8 England (sid. 196).

[487] 36 kap 4 § resp. 7-10 §§ BrB.

[488] Sec. 161 WRA.

[489] Straffbestämmelsen finns numera i sec. 85(1) WRA och har följande lydelse: ”A person contravenes this section if he causes or knowingly permits any poisonous, noxious or polluting matter or any solid waste to enter any controlled waters.”

När det gäller det första uttrycket är de ledande rättsfallen House of Lords domar i Alphacell v. Woodward,[490] NRA v. Yorkshire Water Services Ltd[491] och Empress Car Company (Abertillery) Ltd. v. NRA.[492] Genom dessa avgöranden har domstolen utvecklat något som jag skulle vilja kalla en doktrin om ”systemansvar”.[493]

Företaget Alphacell åtalades enligt 1951 års föregångare till WRA för förorening av en flod på grund av att en sedimenteringstank svämmade över på pappersfabrikens område. Orsaken var att en pump i tanken hade proppats igen av löv och skräp, något som skett utan företagsledningens vetskap. Domstolen uttalade genom Lord Wilberforce (min kursiv):[494]

> ”The whole complex process which might lead to this result was an operation deliberately conducted by the appellants and I fail to see how a defect in one stage of it, even if we must assume that this happened without their negligence, can enable them to say that they did not cause the pollution. In my opinion, complication of this case by the *infusion of the concept of mens rea, and its exceptions, is unnecessary and undesirable*.”

Och vidare (Lord Salmon):[495]

> ”If…no conviction could be obtained under the Act of 1951 unless the prosecution could discharge the often impossible onus of proving that the pollution was caused intentionally or negligently, a great deal of pollution would go unpunished and undeterred. As a result, many rivers which are now filthy would become filthier still and many rivers which are now clean would lose their cleanliness. The legislature no doubt recognised that as a matter of public policy this would be most unfortunate.”

I rättsfallet om Yorkshire Water var det fråga om företag som drev ett VA-nät med reningsverk. En natt släppte en okänd person ut

[490] [1972] 2 All E.R. 475.
[491] [1995] 1 All. E.R. 225.
[492] [1998] All. E.R. 481.
[493] Se även rättsfallet Ellesmere Port (ENDS 1998 no. 279 (april), sid. 47) med välformulerade domskäl.
[494] A a sid.479.
[495] a a sid. 491.

lösningsmedel i avloppssystemet och orsakade därigenom förorening av vattenrecipienten. Här uttalade domstolen att skadan hade orsakats av såväl den som släppte ut lösningsmedlet, som VA-företaget.[496] Företagets del i ansvaret grundades på att man bedrev verksamheten som möjliggjorde en sådan skada.

Företaget Empress Car lagrade dieselolja på sin fastighet i tankar. Oljan tappades genom en kran och eventuellt spill samlades upp i en tunna. En natt lämnades kranen öppen, tunnan överfylldes med dieselolja som därefter rann ut på backen och förorenade ett närliggande vattendrag. Kranen gick inte att låsa och det kunde inte utrönas vem som hade lämnat den öppen. Bolagets verksamhet var emellertid kontroversiell i bygden och sabotage kunde inte uteslutas. Även i detta fall menade domstolen att företaget var en av flera som hade orsakat utsläppet. Företaget hade genom att lagra oljan på detta sätt möjliggjort utsläppet och detta var en aktiv handling (”causing”). Visserligen var den *direkta* orsaken att någon öppnade kranen, men denna händelse kunde inte betraktas som en fullständigt onormal eller oväntad händelse för företaget.

Domstolens sätt att definiera uttrycket ”causer” träffar verksamhetsutövaren. Den som har det övergripande ansvaret för den verksamhet som ger upphov till utsläppet är alltså straffrättsligt subjekt, även om skadorna är oavsiktliga eller oförutsebara. Uttrycket ”knowingly permitting” är däremot inte belyst med speciellt många rättsfall och är också mer svårfångat. De rättsfall som ändå finns är samtliga före Empress Car och av House of Lords resonemang i de ovan nämnda målen framgår att domstolen menar att uttrycket ”causing” är vidare än vad som följer av tidigare rättspraxis. Utrymmet för att verksamhetsutövaren därutöver ska bli betraktad som ”knowingly permitter” bör därmed ha minskat i motsvarande grad. Som jag har förstått rättspraxis, bör därför det senare uttrycket stå för en mer eller mindre medveten underlåtenhet, utförd av någon som inte kan betraktas som verksamhetsutövare; någon annan, t.ex. en markägare, känner till ett utsläpp men ingriper inte trots att det står i hans makt att göra så. För fällande dom krävs att det går att visa att den åtalade känt till, eller borde ha känt till,[497] att det skett ett utsläpp.[498]

[496] I denna delen bekräftar domstolen Court of Appeals uppfattning i rättsfallet Attorney-General’s Reference, No. 1, 1994 ([1995] 2 All. E.R. 1007) att flera kan bli ansvariga för ”causing”. Här var det fråga om att en aktör släppte ut förorenade ämnen i den andres avloppssystem, med tillstånd av den senare. Föroreningarna kom sedan ut i ett vattenområde på grund av fel i pumpsystemet hos en tredje aktör. Court of Appeal ansåg att alla tre aktörer var ansvariga eftersom de var och en med sina handlingar hade bidragit till utsläppet.
[497] Schulmans Incorporated Ltd. v. NRA ([1993] Env. L.R.D. 1).
[498] Det är emellertid inte nödvändigt att visa att den ansvarige känt till att utsläppen varit farliga (Ashcroft v. Cambro Waste Products ([1981] 1 W.L.R. 1349)).

Som sammanfattning till det sagda, bör följande schema för tolkningen av begreppen ”causing” och ”knowingly permitting” kunna ställas upp:

- Avgränsningen av uttrycken måste göras utifrån syftet med regeln där de förekommer. Så är exempelvis syftet med straffbestämmelsen i vattenlagstiftningen att skydda miljön från vattenföroreningar.
- Det är inte nödvändigt att visa att den ansvarige har gjort något direkt för att orsaka utsläppet. Att driva ett VA-nät med reningsverk, att lagra olja på sin fastighet är att göra något, om än i indirekt form. Detta är ”causing” i lagens mening, även om det direkta utsläppet orsakas av dåligt underhåll, naturliga händelser eller vandalism. Om någon på detta vis har möjliggjort ett utsläpp genom ”causing” kan dock hans ansvar inte täcka alla slags utlösande (direkta) händelser. Det ska vara fråga om något som är normalt, naturligt och någorlunda bekant. Denna bedömning har ingenting med det skadeståndsrättsliga begreppet om skadans ”förutsebarhet” att göra, utan ska göras utifrån vad som enligt sunt förnuft är att betrakta som normala och naturliga händelser.[499] En terroristattack mot en anläggning är ett exempel på något som inte är förutsebart på detta vis.
- Har någon annan än verksamhetsutövaren på detta sätt möjliggjort ett utsläpp, trots att han visste eller borde ha vetat att utsläppet skedde och han hade makt och möjlighet att förhindra det, är han eventuellt en ”knowingly permitting”.

4.3.3.2 Förorenare (klass A) enligt Part IIA

Uttrycket ”caused or knowingly permitted” ska alltså avgränsas utifrån den rättspraxis som etablerats i den tidigare miljölagstiftning. För att bli ansvarig som ”causer” enligt Part IIA krävs följaktligen inte någon oaktsamhet eller uppsåt från den som orsakat att de förorenande substanserna hamnat i det skadade område. Ansvaret ska endast avgöras utifrån den eller de handlingar som orsakat föroreningen och är på så vis oberoende av adressatens subjektiva inställning. Det är också oberoende av när föroreningen skedde och om skadan då var förutsebar. Förorenaren kan inte heller försvara sig med att han följde dåtidens branschpraxis eller vad som annars var brukligt.

Av rättspraxis följer också att ansvarig som ”knowingly permitter” är den som, utan att vara ”causer”, underlåter att ingripa mot föroreningarna fast han har makt och möjlighet därtill. Enligt doktrinen kan den som med sina egna åtgärder, t.ex. expolatering, orsakar att föroreningar som är bundna i marken löser ut i omgivningen bli betraktad som en ”knowingly permitter”.

[499] I Empress Car polemiserar House of Lords mot vissa skrivningar i Alphacell, där man istället hade resonerat i om förutsebarhet.

Den kunskap som krävs i denna situation avser hans vetskap, eller ”bordevetskap”, om föroreningarnas närvaro i området.[500] Att en markägare genom passivitet skulle kunna, så att säga, ”växa in” i ett sådant ansvar är också diskutabelt. En alltför långtgående tolkning i den riktningen skulle ju medföra att distinktionen mot den ”oskyldige markägaren” i klass B gick förlorad, vilket knappast är meningen med lagstiftningen.[501] Som jag har tolkat bestämmelserna, bör det vara fråga om relativt klara fall av klandervärd passivitet eller anknytning till den förorenande aktiviteten för att utlösa ansvar. Föreskrifterna är visserligen inte helt klara i detta avseende, men i de allmänna råden betonas att den som äger marken verkligen ska ha i sin makt att ingripa mot föroreningarna. Att enbart låna ut pengar till förorenaren räcker inte för att bli betraktad som ”knowingly permitter”. Det krävs något mer, exempelvis att kreditgivaren verkligen går in och tar kontrollen över företaget.[502] När lagstiftningen diskuterades i parlamentet motiverades denna inställning med att man inte ville gå så långt som den amerikanska lagstiftningen på området, där ansvaret kan sökas varhelst pengar finns inom en mycket vid krets (doktrinen om ”deep pocket”).[503] I de allmänna råden betonas också att dessa frågor slutligen får bedömas av domstolarna.

4.3.3.3 Flera förorenare

En viktig utgångspunkt för ansvarsbedömningen enligt Part IIA är att denna ska göras *substans för substans*.[504] Om flera förorenare tillfört olika mängder av samma substans (”föroreningskedja”) eller olika substanser (”kumulativ förorening”) och dessa gör att området ska klassas som förorenat, är dock utgångspunkten att de får dela på kostnaden.[505] I den engelska doktrinen benämns detta som ”joint and several liability”,[506] ett uttryck som brukar översättas till ”solidariskt ansvar”.[507] Av föreskrifterna[508] framgår emellertid klart att det inte är fråga om vad som brukar betecknas med detta uttryck. Enligt exempelvis reglerna i miljöbalken[509] är det fråga om ett ansvar som

[500] Tromans sid. 219. Jag tycker inte att exemplet är träffande; en sådan exploatör borde istället betraktas som en ”causer”, vilket också är det intryck som föreskrifterna ger (se nästa avsnitt under uteslutning enligt p. 4). Observera dock att Tromans bok är skriven före utgivningen av förslaget till föreskrifter.
[501] Tromans & Turall-Clarke (1999 sid. 12) lämnar fritt för en vidsträckt tolkning.
[502] Annex 2 till DETR Circular 2/2000 Contaminated land: A description of the New Regime for Contaminated Land, pp. 9.10-15.
[503] Se Clifford Chance 1996 sid. 16.
[504] Sec. 78F(3).
[505] Secs. 78F(2), 78F(9) och 78F(10).
[506] Tromans sid. 217.
[507] Se avsnitt 9.3.
[508] Föreskrifterna, Chapter D (pp. D1-109).
[509] 10 kap. 6 § resp. 32 kap. 8 § MB.

innebär att en av flera förorenare kan tvingas att stå för hela miljövårdskostnaden, med regressrätt mot de övriga. Ansvaret enligt Part IIA utgår från att ansvaret ska fördelas (proportionaliseras) mellan samtliga ansvariga i en klass och var och en kan endast tvingas att stå för sin del. Faller någon ansvarig ifrån får miljömyndigheten ta hans del.[510] Detta gäller f.ö. allmänt för hela ansvarsfördelningen; del som inte kan läggas ut på någon klass A-person eller klass B-person (”orphan share”) faller på skattebetalarna.

Innan ansvaret fördelas inom en klass kan emellertid vissa deltagare i ansvarsklassen uteslutas.[511] Detta är ett slags *kanalisering* av ansvaret som motiveras av lagstiftaren med att man strävar efter att kraven främst ska ställas på den som har den största delen i föroreningen, eller är senast i en kedja av händelser som klassificerar området som förorenat.[512] En uttalad avsikt är också att respektera civilrättsliga avtal olika förorenare emellan, så länge som det inte går ut över tredje part (t.ex. skattebetalarna). Observera dock att denna uteslutning inte kan ske av alla deltagare i en klass – en måste alltid finnas kvar.[513] En annan inskränkning är att uteslutning inte får ske till förmån för ett holdingbolag som har aktier i ett företag som blir kvar i ansvarskretsen.[514]

Av föreskrifterna framgår att uteslutning ska ske av dessa ansvariga inom klass A i följande ordning på så vis att först utesluts personerna under 1., därefter 2. o.s.v. Om uteslutning sker enligt 2. och 3. träder betalningsmottagaren/köparen i den förres ställe (”steps in his shoes”):

1. Ansvariga för vissa aktiviteter; den som köpt en mindre aktiepost i det förorenande bolaget, den som enbart givit lån, försäkring eller yrkesmässigt råd till förorenaren eller tillstånd till den förorenande aktiviteten utan att ha någon möjlighet att kontrollera den.
2. Den som givit full betalning till annan för att utföra den nödvändiga efterbehandlingen. Detta gäller både när betalning skett direkt och när man vid överlåtelse av en förorenad fastighet har slagit av på priset att detta skäl.[515]
3. Om en förorenad fastigheten är såld med heltäckande information om dessa belastningar, går säljaren fri. Mellan större bolag anses sådan information föreligga om försäljningen skett efter 1990 och köparen haft tillfälle att undersöka fastigheten.

[510] Föreskrifterna, p. D104.
[511] Sec. 78F(6).
[512] Tromans sid. 223.
[513] Föreskrifterna, p. D41. Se även Tromans & Turall-Clarke 1999 sid. 12.
[514] ”Holding company and its subsidiaries”.
[515] Se de allmänna råden i Annex 2, p. 9.49 med hänvisning till föreskrifterna pp. D38-39, D52 och D43. Även Tromans & Turall-Clarke 1999 sid. 16.

4. Om en substans sprids till ett redan (ej påtagligt) förorenat område och detta medför att området först därefter blir klassificerat som förorenat i lagens mening, går den som orsakat de tidigare föroreningarna fri. Förutsättningen för detta är emellertid att den tidigare verksamheten upphört före den tidpunkt då den senare påbörjades, samt att den förste verksamhetsutövaren då inte kunde förutse den sammanlagda skadan och därför inte heller hade någon möjlighet att ingripa. Detsamma gäller i de fall det är fråga om senare fysiska aktiviteter som gör att föroreningarna löser ut. Enligt denna punkt går i vissa fall ansvaret över till den som exempelvis exploaterar ett förorenat område.

När dessa personer är uteslutna ur klass A ska ansvaret fördelas mellan de som återstår.[516] Detta ska även ske om det är fråga om flera substanser som ska efterbehandlas i ett sammanhang. Proportioneringen de ansvariga emellan ska enligt föreskrifterna ske efter graden av inblandning (förorenare är mer ansvariga än ”knowingly permitters”), kunskap och möjlighet att förutse skadan samt befogenhet och möjlighet att agera. Om det inte går att ta ledning av sådana faktorer får man i första hand gå efter mängden av förorenade substanser, i andra hand den tid som var och en bedrivit verksamhet i området. Även faktorer som framgår av uteslutningsschemat kan vägas in då de i det enskilda fallet inte varit tillräckliga för att motivera full uteslutning. Kan ändå inte ansvaret fördelas med hjälp av dessa faktorer, ska det slutligen delas lika efter huvudtal.[517]

4.3.3.4 Klass B - markägaren

Om ingen klass A-person går att finna, får den som äger eller brukar det förorenade området ansvara för den nödvändiga undersökningen eller efterbehandlingen:[518]

> ”If no person has, after reasonable inquiry, been found who is by virtue of subsection (2) above an appropriate person to bear responsibility for the things which are to be done by way of remediation, the owner or the occupier for the time being of the contaminated land in question is an appropriate person.”

Det stränga ansvaret för den ”oskyldige” markägaren eller brukaren återspeglar ansvaret för ”nuisance” enligt common law. Hur uttrycket ”reasonable

[516] Sec. 78F(7).
[517] Det finns slutligen också anvisningar om hur ansvaret ska fördelas när efterbehandling av flera substanser sker i en ”shared action”. Det skulle föra för långt att gå in på dessa, men kontentan av resonemanget går ut på att bördorna främst ska bäras av klass A-personer och fördelningen annars vara ”just and fair”, d.v.s. rättvis.
[518] Sec. 78F(4).

inquiry" ska tolkas överlämnas till domstolarna. Klart är i varje fall att i de fall klass A-personen är borta (bolag som upphört eller personer som avlidit), övergår ansvaret till klass B.

En viktig inskränkning av markägaransvaret är dock att det inte gäller i de fall som ett område klassificeras som förorenat på grund av att substanserna sprider sig till vatten.[519] Undantaget motiveras av att den befintliga vattenlagstiftningen (WRA) inte innehåller något sådant ansvar. Utformningen av undantaget kan orsaka åtskilliga problem i tillämpningen eftersom det inte alltid är lätt att göra skillnad på "påtaglig skada" enligt Part IIA och "vattenförorening". Detta gäller i än högre grad om det är en risk som ska bedömas, särskilt för förorening av grundvatten. I dessa fall blir distinktionen mellan den oskyldige markägaren och den som anses som "knowingly permitter" helt avgörande. Som nämnts ovan är denna fråga emellertid överlämnad till rättstillämpningen.

Även för klass B-personer gäller reglerna om uteslutning ur ansvarskretsen och fördelning av det resterande ansvaret. Dessa regler blir tillämpliga då både den som äger och den som brukar ett förorenat område tillhör samma krets samt då flera fastigheter ska efterbehandlas i ett sammanhang. Uteslutningen är emellertid här betydligt enklare, då den omfattar endast de brukare som saknar varje ekonomiskt intresse av marken (t.ex. vanliga hyresgäster). Fördelningen ska enligt föreskrifterna i första hand göras efter storleken eller värdet på vars och ens område.

4.3.4 Genomförandet

4.3.4.1 Förelägganden och myndighetens "självhjälp"

Som nämnts ovan, är modellen för genomförande av kraven enligt Part IIA entydigt offentligrättslig. Om den ansvarige inte gör vad han ska, är huvudregeln att miljömyndigheten kan framtvinga åtgärderna genom förelägganden.[520] Kan istället en överenskommelse nås om frivilligt genomförande, ska den ansvarige upprätta ett "remediation statement" med innehåll som motsvarar föreläggandet. Om det sedermera visar sig att efterbehandling inte utförs i enlighet med detta dokument, är myndigheten oförhindrad att återkomma med ett föreläggande.

Att inte efterfölja ett föreläggande utan rimliga skäl därtill ("reasonable excuse") är ett brott.[521] Finns ingen ursäkt kan miljömyndigheten välja att åtala den ansvarige, samtidigt som åtgärderna utförs på hans bekostnad. Part IIA innehåller vidsträckta möjligheter för myndigheten att utföra sådan "självhjälp" även i andra situationer. Det är dock inte fråga om någon

[519] Sec. 78A(2)(b).
[520] Sec. 78E.
[521] Sec. 78M(1).

skyldighet för myndigheterna att efterbehandla förorenade områden när ingen vill eller kan göras ansvarig för dessa åtgärder. I lagen anges istället att myndigheten *kan* tillgripa denna möjlighet i följande situationer:[522]

- Om det är fråga om akut risk för allvarlig skada eller förorening av vatten,
- Om det finns en skriftlig överenskommelse med den ansvarige (ansvariga) att myndigheten ska utföra åtgärderna, samt
- I de situationer som ansvaret – helt eller delvis – inte kan läggas på någon ”appropriate person” och det därför inte är möjligt att kräva att han ska utföra de nödvändiga åtgärderna (i sin helhet).

Betalningskravet på den ansvarige från miljömyndigheten sida jämställs med fordran enligt kontrakt. Om den ansvarige inte vill betala får han överklaga i civilprocessuell ordning. Vad domstolen kan bedöma är dock endast om kravet är lagligen grundat och om kostnaderna framstår som skäliga i sammanhanget. Det är den ansvarige som måste visa t.ex. att myndigheten överskridit sina befogenheter eller att en betydligt billigare metod kunde ha använts för att åstadkomma den eftersträvade efterbehandlingen.

4.3.4.2 Hänsyn till den enskilde

Jag har tidigare nämnt, att kraven enligt Part IIA är begränsade till ”skäliga åtgärder” med avseende på att undersöka och efterbehandla de områden som är förorenade i lagens mening.[523] I detta led är det fråga om en objektiv bedömning av åtgärdernas kostnadseffektivitet i förhållande till en begränsad målsättningen (”suitable for use”). Reglerna om kostnadstäckning innehåller emellertid också en skyldighet för miljömyndigheten att slå av på kraven om de skulle leda till orimliga personliga eller ekonomiska konsekvenser för den ansvarige. Eftersom dessa regler också ska tillämpas när myndigheten överväger att meddela förelägganden, får de en allmän giltighet.[524]

Den viktigaste av dessa regler är den om att kraven mot den ansvarige inte får medföra ”hardship”.[525] Uttrycket är känt sedan gammalt i den engelska miljölagstiftningen och äldre rättspraxis är vägledande. Av den framgår bl.a. att ”hardship” föreligger när kraven är orättfärdiga eller leder till allvarlig ekonomisk skada i det enskilda fallet.[526] Utöver detta anges i de allmänna råden till Part IIA att uttrycket ska förstås i sin normalspråkliga betydelse, d.v.s. ”hardness of fate or circumstances, severe suffering or privation”.[527]

---

[522] Sec. 78N, se Tromans sid. 238.
[523] Avsnitt 4.3.2.2.
[524] Secs. 78P(2), 78H(5) och 78N(3) samt föreskrifterna Chapter E (pp. E1-49).
[525] Sec. 78P(2).
[526] Någon ytterligare precision av uttrycket är dock svår att finna i den engelska doktrinen (se Tromans sid. 240 och Hughes sid. 439).
[527] Se de allmänna råden i Annex 2, pp. 10.8-10.10.

Till detta kommer att miljömyndigheterna ska beakta vissa andra riktlinjer om hänsyn till enskildas ekonomiska intressen som ges i föreskrifterna. Så kan kraven mildras om de skulle innebära att ett litet eller medelstort företag går i konkurs och att detta i sin tur skulle medföra kostnader för den lokala samhällsekonomin som översteg fördelarna med miljövårdsåtgärderna. Vidare kan miljömyndigheten slå av på kraven om det annars skulle innebära att någon ansvarig fick bära någon annans andel p.g.a. att denne andre inte står att finna. Gentemot klass B-personer kan man dessutom mildra kraven om markägaren visar att han före köpet av fastigheten gjorde noggranna undersökningar av området och i övrigt vidtog alla försiktighetsåtgärder, men trots detta förblev okunnig om sakernas rätta tillstånd. I denna bedömning kan även priset för fastigheten vägas in. Särskild hänsyn ska tas om det är fråga om en bostadsfastighet. Även andra faktorer kan inverka; tidpunkten för förvärvet, om det var fråga om arv, gåva eller köp av privatperson, jämfört med affärsmässiga transaktioner, om kostnaden för miljövårdsåtgärderna överskrider värdet av fastigheten i efterbehandlat skick m.m.

Hänsynen till den enskildes personliga och ekonomiska situation ingår emellertid i en helhetsbedömning. Det är fråga om en *möjlighet* för miljömyndigheten att slå av på kraven om detta inte skulle inverka alltför mycket på de motstående och allmänna intressena. Så betonas i föreskrifterna att myndigheterna ska beakta principen om att förorenaren ska betala (PPP) samt att en allmän skälighetsavvägning ska göras i enlighet med god, engelsk tradition:[528]

> ”(…) the authority should aim for an overall result which is as fair and equitable as possible to all who may have to meet the costs of remediation, including national and local taxpayers (…).”

[528] Föreskrifterna p. E11.

4.4 Summering och kortfattade slutsatser

Förvaltningsrätt och/eller skadeståndsrätt

Det engelska rättssystemet uppvisar både likheter och olikheter jämfört med det svenska. Den främst skillnaden består i common law-systemet och den starka roll som den domstolsskapade rätten har i landet. Likheten ligger i att miljömyndigheternas möjligheter att ingripa är reglerad i offentligrättslig lagstiftning och att de i allmänhet inte har tillgång till de civilrättsliga regler och instrument i sitt arbete. Detta hindrar emellertid inte att den rättspraxis som utvecklats inom den engelska skadeståndsrätten utövar inflytande på de offentligrättsliga reglerna för förorenade områden, t.ex. med avseende på hur vissa begrepp ska tolkas.

Lagstiftningsregimens utformning

Reglerna om förorenade områden i Part IIA Environmental Protection Act är tänkta som en ”restregim” som kompletterar de frivilliga möjligheterna och reglerna för exploatering i plan- och miljölagstiftningen. Part IIA är inriktad på de områden som är allvarligt skadade i den bemärkelsen att det ska finnas en (signifikant risk för) påtaglig skada på vissa angivna skyddade intressen. Dessa intressen är snävt definierade och endast allvarliga faror för den mänskliga hälsan, utpekade skyddsområden och vattenresurser gör att ett område kan klassificeras som förorenat i lagens mening. Det ställs höga krav på dokumentation av de ingående substanserna och skyddsintressena är snävt formulerade. Sammantaget gör detta att de förvaltningsrättsliga plikterna endast kan utlösas på ett relativt sent stadium i utredningen av områden som redan är konstaterat allvarligt skadade.

Part IIA ålägger kommunerna att inventera områden som kan misstänkas vara förorenade och därefter agera för att få dem ytterligare undersökta och efterbehandlade. När väl ett område är konstaterat allvarligt förorenat ska myndigheten förelägga den som ansvarar för föroreningen att vidta skäliga efterbehandlingsåtgärder. I denna del bjuder lagstiftningen på en relativt väl utvecklad instrumentering för miljömyndigheterna att använda för att ställa krav på förorenare och markägare. Krav kan ställas på såväl undersökningar i flera led som efterbehandling. För att vara effektiva, måste emellertid kraven vara så preciserade att de fungerar i ett straffrättsligt sammanhang. Detta gör det svårt för de engelska myndigheterna att ställa krav som innebär att adressaten måste dra egna slutsatser utifrån de undersökningar som han utför, som ju är fallet t.ex. med de holländska efterbehandlingsplanerna. Det är heller möjligt att med stöd av de nya reglerna ställa krav på övervakning av ett område, när det väl är åtgärdat.

Den engelska regleringen är dessutom helt inriktad på den miljöfara som föroreningarna kan medföra vid pågående, tillåten markanvändning (”suitable for use”). Kraven på undersökningar och efterbehandling ska dessutom vara ”reasonable”, d.v.s. kostnaderna ska vägas mot miljönyttan av åtgärderna.

Förorenarens ansvar

Förorenarens ansvar är förvaltningsrättsligt grundat i den engelska ordningen. Ansvarig är i främsta hand den som orsakat föroreningen (”the causer”) och ansvaret är oberoende av subjektiva faktorer. När det gäller fördelningen mellan flera inblandade erbjuder Part IIA en mycket finfördelad, om än något omständlig, reglering genom föreskrifterna om ansvarskretsar, uteslutning och proportionering. Ansvaret ska bedömas för varje förorenande substans för sig. Kraven kanaliseras främst till den som stått för den största andelen eller senast bedrivit den förorenande verksamheten. Ansvaret kan dock lindras om det annars skulle leda till orimliga personliga eller ekonomiska konsekvenser för den enskilde. Miljömyndigheten får stå för den del som ingen kan göras ansvarig för.

Markägarens skyldigheter

Även markägaransvaret är mycket strängt i den nya regimen. Sådana markägare som haft anknytning till den förorenande verksamheten, eller enbart haft kännedom om den utan att ingripa, jämställs med förorenaren (”knowingly permitters”). Även i övrigt gäller ett allmänt markägaransvar för var och en som äger en förorenad fastighet. Liksom i Nederländerna är detta senare ansvar emellertid underställt förorenarens, och gäller endast för föroreningar på den egna fastigheten. Dessutom gäller det inte för sådana områden där de ingående substanserna enbart medför, eller befaras medföra, förorening av vatten. Till detta kommer särskilda skrivningar om att hänsyn ska tas till ”oskyldiga markägare”, särskilt om dessa är ägare av bostadsfastigheter. Det stränga ansvaret för markägare har också sin motpol i att det här saknas regler om värdeökningsbidrag. Det underliggande resonemanget för detta är att markägaren får ta fastigheten som den är, i både gynnande och missgynnande mening.

Miljökraven i tiden

Ansvaret enligt Part IIA är oberoende av när i tiden föroreningarna skedde, något som överensstämmer med det traditionella synsättet inom engelsk miljörätt. Enligt detta är ansvaret överlag knutet till tidpunkten för störningen (d.v.s. skadan; det faktum att föroreningarna utgör en fara för människor eller miljö), oavsett när den skadegörande händelsen (utsläppet av föroreningarna) skedde. Enligt detta synsätt är det dessutom markägaren som i

slutändan ansvarar för att fastigheten inte orsakar störningar i omgivningen. Det skadeståndsrättsliga ansvaret är emellertid beroende på att skadans *förutsebarhet.* I offentligrättsliga sammanhang brukar man i Storbritannien däremot inte ställa något krav på förutsebarhet, och så är inte heller fallet med Part IIA. Samtidigt går det inte att utesluta att domstolarna, som ju även i denna lagstiftning har det sista ordet, kommer att anse någon form av förutsebarhet är en förutsättning för ansvar även enligt den nya offentligrättsliga lagstiftningen.

5 Danmark

5.1 Allmänt om dansk miljörätt

5.1.1 Inledning

Danmark är det nordiska land som har äldst traditioner av rättslig reglering av förorenade områden. Den tidiga lagstiftningen har i sin tur givit upphov till en relativt riklig och intressant rättspraxis. Detta gäller särskilt bedömningen av miljöansvaret och förhållandet mellan de skadeståndsrättsliga och de offentligrättsliga reglerna på rättsområdet.

I detta kapitel presenterar jag först grunddragen i de danska miljöregler som har betydelse för förorenade områden. I denna del beskrivs också den danska miljövårdsfamiljen och ordningen för överklagande av beslut och domar på detta område. I avsnittet som följer behandlar jag hur några viktiga frågeställningar har besvarats i dansk rättspraxis. Det gäller förhållandet mellan de skadeståndsrättsliga och de förvaltningsrättsliga reglerna, ansvarsgrunden och tidsaspekten samt räckvidden av de förvaltningsrättsliga reglerna i övrigt. I avsnitt 5.3 följer en presentation av den nya jordföroreningsloven. Jag beskriver huvuddragen i lagen samt ger en något utförligare redogörelse av de delar som är av intresse för studien. Kapitlet avslutas i vanlig ordning med en kort summering.

5.1.2 Miljörätten och miljövårdsfamiljen i Danmark

5.1.2.1 Allmänt om miljörätten

Dansk miljörätt uppvisar både likheter och olikheter med den svenska. Den moderna miljölagstiftningen kom i början av 1970-talet, och den är till det yttre ganska lik vår. Vad som skiljer våra länder åt är främst att Danmark har ett delvis annorlunda system för genomförande av de miljörättsliga kraven. Dessutom har man en starkare styrning av markanvändningen genom planlagstiftning, som i hög utsträckning är inriktad på skyddet av vattenresurserna.

Före 1970 var det brukligt att man, i Danmark precis som i andra europeiska länder, gjorde sig kvitt avfall genom att gräva ned det. Omsorgen

om grundvattnet ledde emellertid så småningom fram till en ökad medvetenhet om problemen med denna metod. Det första steget mot en rättslig reglering kom 1970 med en förordning om nedgrävda oljetankar. Denna följdes 1972 av en lag om oljeavfall, som fyra år senare förnyades och utvidgades till att även omfatta kemikalieavfall. Motsvarigheten till vår 1969 års miljöskyddslag, miljøbeskyttelsesloven (MBL), kom 1974.[529] Med denna introducerades för första gången en lag med en integrerad miljökontroll av de störningar som härrör från vissa verksamheter. Lagen innehöll tillståndsplikt för vissa listade verksamheter, för avfallsupplag och för utsläpp i vatten. Dessa regler kompletterades med kravregler som ägde allmän giltighet. Så har det alltsedan dess – åtminstone i teorin – varit förbjudet att ha förorenande ämnen nedgrävda i marken utan tillåtelse av myndighet. 1973 års MBL ersattes och moderniserades genom 1991 års miljøbeskyttelseslov.[530] Genom denna lagstiftning utvidgades tillämpningsområdet, kraven på de miljöfarliga verksamheterna skärptes samtidigt som förprövningsordningen förenklades.[531]

Danmarks motsvarighet till B T Kemi, Lekkerkerk och Loscoe kom i början av 1980-talet. Den s.k. Cheminova-saken utlöste Folketingets intresse för frågan om återställning av skadade miljöer. Detta resulterade i lagstiftning genom 1983 års kemikalieaffaldslov (KADL). Genom den lagen fick miljömyndigheterna i uppdrag att registrera, undersöka och efterbehandla områden som blivit förorenade av kemikalieavfall från verksamheter som bedrivits före tillkomsten av den moderna lagstiftningen 1972-76. KADL ersattes 1990 av affaldsdepotloven (ADL). Genom denna utvidgades tillämpningsområdet och kraven på beslutsunderlaget inför registrering skärptes, samtidigt som restriktioner infördes för markanvändningen i dessa områden.[532] Så småningom uppmärksammades att registreringen av affaldsdepoter orsakade oönskade effekter på fastighetsmarknaden. Speciellt tomter med bostadshus blev mycket svåra eller omöjliga att avyttra. Detta ledde till lagstiftning 1993, værditaploven (VTL), som gjorde det möjligt för ägare till sådana fastigheter att under vissa förutsättningar kräva förtida efterbehandling, finansierad med allmänna medel. Den 1 januari 2000 ersattes ADL och VTL av en ny lag om markföroreningar, jordforureningsloven (JFL).[533] Denna representerar delvis ett helt nytt grepp för regleringen av förorenade områden.

[529] Lagen trädde i kraft den 1 oktober 1974. Lagstiftningen skedde dock under det föregående året (lov 372/1973) och lagen benämns därför ”1973 års MBL”.
[530] Lov (358/1991) om miljøbeskyttelse.
[531] Se avsnitt 5.1.4.
[532] Se vidare avsnitt 5.1.3.
[533] Lov (370/1999) om forurenet jord, ändrad genom lov 1109/1999.

Det traditionella synsättet när det gäller civilrättsligt ansvar för miljöskada är i Danmark baserad på culpa-regeln. Utrymmet för objektivt (strikt) ansvar har varit litet i den rättspraxis som utvecklats i domstolarna. Först i och med 1994 års miljøerstatningslov (MEL)[534] har landet fått en mer modern lagstiftning på området. MEL gäller i stort sett endast för sådana verksamheter som är tillståndspliktiga enligt MBL. Ansvaret är strikt, men täcker endast störningar som är typiska för verksamheten. Definitionen av skada är intressant, eftersom den inkluderar ”rimlige omkostninger til afværgelse eller forebyggelse af skade eller til genopretning af miljøet.”.[535] Det är dock inte möjligt att kräva kompensation för ”rena miljöskador” i form av förlorade naturvärden och liknande som inte har samband med sådana kostnader.[536] En ytterligare begränsning är att MEL endast gäller för skador som orsakats efter den 1 juli 1994.

Den danska miljöskyddets inriktning på grundvattnet har givit upphov till en omfattande planlagstiftning som syftar till hushållning med vattenresurserna och skydd för vattenmiljöer. Regleringen finns numera i 1991 års planlov[537] och här framgår den s.k. planhierarkin. Man skiljer på övergripande planer som i viss mån binder de underliggande myndigheterna, och lokala planer som har rättsverkan mot enskilda. Av den förra sorten är landplandirektiven, som är ett slags förvaltningsrättsliga riktlinjer som meddelas av regeringen (miljödepartementet). Amtsråden (länsstyrelserna) upprättar regionplaner som är styrande för naturskydd, utvinning av råvaror och vatten samt lokaliseringen av förorenade verksamheter. Amtsråden och kommunerna måste beakta regionplanen vid beslut om planer eller bygglov, samt vid tillståndsgivning enligt MBL.[538] I regionplanen utpekas också områden som är särskilt skyddsvärda p.g.a. dricksvattenintresset (”særlige drikkevandsinteresser”).[539] Här kan också anges att förorenade områden inte får användas för känsliga ändamål. Kommunen arbetar med kommunplaner och lokalplaner. Dessa motsvarar i stort sett våra översiktsplaner och detaljplaner, dock med den viktiga skillnaden att de ingår som delar i den överordnade ”planhierarkin”.

[534] Lov (225/1994) om miljøerstatning.
[535] 2 § 1 st 4 p MEL.
[536] Basse 1994 sid. 151.
[537] Lov (388/1991) om planlægning.
[538] Basse i Comparative environmental law in Europe, sid. 88.
[539] Detta krav infördes genom 1998 års lagstiftning (lov 478/1998) som syftade till ett bättre skydd av dricksvattnet. Samtidigt stärktes också reglerna om vattenskydd i 3 kap. MBL (se avsnitt 5.1.4.2). I lagstiftningsärendet uppgav Miljøstyrelsen c:a 35 % av landets areal kommer att utpekas som skyddsvärda i recepientkvalitetsplaner (Basse 1998 sid. 44).

5.1.2.2 Genomförandet

När det gäller genomförandefrågor skiljer sig Danmark ganska markant från Sverige. Tillstånd till olika miljöfarliga verksamheter meddelas av kommunerna och amtsråden. Överklaganden sker i två eller tre instanser. Ett beslut av kommunen eller amtsrådet överklagas till Miljøstyrelsen (MS).[540] Vissa, principiellt viktiga ärenden avgörs slutligt av Miljøklagenævnet (MKN), med en sammansättning som liknar vår insomnade Koncessionsnämnd för miljöskydd.

Genomförandet av kraven på detta område bygger på att miljömyndigheterna meddelar förelägganden till lagens adressater. Precis som i England, existerar emellertid inte administrativa viten i Danmark. Det är däremot ett brott att överträda ett föreläggande och det finns speciella straffrättsliga domstolsviten (tvangsbøder) som kan dömas ut löpande vid sådan underlåtenhet. Denna modell för genomförande har dock spelat en mindre roll när det gäller förorenade områden. Här har miljömyndigheterna istället använt sig av en möjlighet att själv utföra åtgärderna på de felandes bekostnad när föreläggandena inte blivit åtlydda. Kravet på kostnadstäckning har därefter presenterats i civilprocessuell ordning vid allmän domstol.[541]

Förvaltningsdomstolar saknas i Danmark. Myndighetsbeslut på alla nivåer kan dock laglighetsprövas enligt 63 § grundloven vid allmän domstol. Prövningen avser ”øvrighedsmyndighedens grænser” och är inriktad på frågan om myndigheten följt lagen i formellt och materiellt hänseende, och om den fullgjort sina skyldigheter.[542]

5.1.3 Närmare om lagstiftningen om förorenade områden

5.1.3.1 Registrering av affaldsdepoter enligt ADL

Danmark var som sagt tidigt ute med en lagstiftning med inriktning på förorenade områden. Dessa tidiga lagar (KADL och dess efterträdare ADL, samt VTL) är numera ersatta av jordforureningsloven (JFL). De äldre reglerna har dock i vissa avseenden fortfarande stor betydelse för förståelsen av den nya lagen. Till detta kommer att en del av reglerna är överförda i stort sett oförändrade till JFL. Jag ger därför här en översiktlig redogörelse för den äldre lagstiftningen på detta område.

Det som var särpräglat för den äldre danska lagstiftningen om förorenade områden var att den endast gällde för vissa områden och att det gjordes en uppdelning mellan gamla och nya föroreningar. ADL omfattade endast om-

[540] Motsv. vårt Naturvårdsverk.
[541] Domstolsväsendet har tre instanser. Först byret, därefter Østre resp. Vestre Landsret och slutligen Højesteret.
[542] Många av de domar som hänvisas till nedan har rört sådana ”rättsprövningsmål”, andra är avgöranden i skadeståndsmål mellan den ansvarige och myndigheten (se avsnitt 5.2.1.1).

råden där olje- eller kemikalieavfall har blivit ”spildt-henlagt-nedgravet” före 1972 resp. 1976 (”affaldsdepoter”),[543] samt avfallsupplag som påbörjats före 1974 och avslutats före lagens ikraftträdande 1990 (”lossepladser”). Tanken var att efter dessa tidpunkter blev det förbjudet att hantera miljöfarliga ämnen på ett sätt som kunde orsaka skador i form av förorenade områden. Avsikten var därför att ansvaret för nyare föroreningar skulle avgöras utifrån annan lagstiftning, främst MBL. En ytterligare förutsättning för ADL:s tillämplighet var att föroreningarna i området åtminstone medförde en risk för skada på miljön.

Enligt ADL skulle amtsråden i samarbete med kommunerna kartlägga vilka områden som kunde vara förorenade. Inriktningen och prioriteringen av detta arbete skedde med hjälp av olika vägledningar som utarbetats av Miljøstyrelsen.[544] Amtsråden skulle därefter upprätta årliga prioriteringslistor (”grålistor”) och därvid främst inrikta sig på områden där det fanns markanvändningskonflikter, eller som var särskilt betydelsefulla för skyddet av grundvattnet.[545] Grålistade områden skulle undersökas och därefter registreras om de uppfyllde förutsättningarna för affaldsdepoter. Beslutsunderlaget inför en registrering skulle vara tillräckligt för att med en hög grad av säkerhet fastställa föroreningarnas art och koncentration samt det förorenade områdets omfång och utsträckning. Detta innebar som huvudregel att en registrering måste föregås av tekniska undersökningar i form av provtagningar och analyser eller liknande.[546]

Registreringen syftade främst till att skydda vattnet som råvaruresurs, att se till att ändrad markanvändning i dessa områden inte medförde fara för människor eller miljön samt att uppgrävda, förorenade jordmassor inte spreds okontrollerat. Registreringen som affaldsdepot medförde rådighetsinskränkning över marken på så vis att området inte fick bebyggas eller markanvändningen ändras, utan tillstånd (”frigivelse”) av amtsrådet. Den pågående markanvändningen påverkades däremot inte. Om det var nödvändigt att reglera denna var miljömyndigheten istället hänvisad till att

[543] Ordet ”affaldsdepot” för tanken till det svenska uttrycket ”avfallsdeponi”. Danskarna brukar också översätta ADL till ”waste deposit act” (se Basse i Legal aspects of soil pollution, på sid. 68). Det kan vara värt att notera att det danska uttrycket är betydligt vidare än dessa sina utländska motsvarigheter. Svenskans ”avfallsdeponi” omfattar sådant som lagts upp (”henlagt”), kanske sådant som använts som utfyllnad (”nedgravet”), men definitivt inte sådant som spillts ut på marken (”spildt”). En god del av myndighetspraxis under ADL har också handlat om det senare, nämligen oljeföroreningar från läckande tankar och kemikalie-+spill vid industrier.

[544] Främst Miljøstyrelsen nr. 1/1993: ”Registrering, frigivelse og afmelding af affaldsdepoter”, men också olika branschvägledningar (MS nr. 3-6/1992). Även amten har utvecklat egna kriterier för förorenade områden (Moe sid. 199).

[545] Miljøstyrelsen 1/1993 sid. 7f.

[546] Kompletterande regler om beslutsunderlag m.m. fanns i bekendtgørelse (17/1993) om registrering af affaldsdepoter efter lov om affaldsdepoter.

använda reglerna i MBL. ”Frigivelse” för ändrad markanvändning skulle meddelas om det var klart att den tilltänkta markanvändningen inte skulle medföra fara för människor och miljö, och att den inte heller innebar att framtida efterbehandling av området omöjliggjordes eller väsentligt fördyrades. Detta innebar att projektet oftast tilläts om samtidigt vissa åtgärder vidtogs för att gräva bort föroreningarna på platsen eller för att hindra spridningen av dessa. Denna efterbehandling var alltså helt inriktad på vad engelsmännen kallar ”suitable-for-use”, d.v.s. att åtgärderna endast avsåg att minimera riskerna vid tilltänkt markanvändning. En ”frigivelse” innebar dock ingen förändring av själva registreringen av området som affaldsdepot.

5.1.3.2 Offentligt finansierad efterbehandling

Registreringen som affaldsdepot medförde inte bara en belastning på fastigheten i form av rådighetsinskränkningar. ADL, eller rättare sagt, dess företrädare KADL infördes ursprungligen med ett annat mål för ögonen. Tanken var att härigenom skulle det allmänna ta på sig ansvaret för utredning, undersökning och efterbehandling av områden som skadats genom försyndelser i äldre tider. En registrering som affaldsdepot innebar i princip ett löfte om kommande efterbehandling. Tidpunkten för dessa åtgärder var emellertid helt avhängig den prioritering som miljömyndigheterna gjorde och de finansiella medel som ställdes till förfogande. På så vis kunde det ta åtskilliga år innan ett område blev åtgärdat.

Genomförandet av efterbehandlingen låg på amtsråden. När det blev aktuellt att åtgärda ett område, utfördes först ytterligare undersökningar och provtagningar för att fastställa målet och metoden för efterbehandlingen. Efterbehandlingen kunde ske genom rening av jorden, utgrävning och deponering på specialtipp eller genom att grundvattnet pumpades upp och renades under en längre tid. Man har i Danmark utarbetat flera ”renhetskriterier” för jord och grundvatten i form av riktvärden.[547] Grundvattnet ska hålla ”dricksvattenkvalitet”. Dessutom finns det riktlinjer för efterbehandling av speciella anläggningar. Den officiella inriktningen på arbetet var att området skulle bli så rent att det kunde avregistreras som affaldsdepot (”afmelding”). Kravet för detta var högt ställt. Samtliga gränsvärden skulle vara uppfyllda och efterbehandlingen var inriktad på multi-functionality. Den ursprungliga inriktningen med den offentliga efterbehandlingen var att all efterbehandling skulle ha denna höga ambition. Denna inriktning skilde sig alltså radikalt från den som gällde när åtgärderna endast syftar till ”frigivelse” för en viss markanvändning. Med tiden blev emellertid miljömyndigheternas inställning mer pragmatisk; om bara föroreningarna höll

[547] Se avsnitt 7.4.3.1.

sig under en viss nivå, kunde åtgärderna stanna vid att säkra grundvattnet och den mänskliga hälsan.[548]

5.1.3.3 Værditaploven (VTL)

Som nämnts ovan, var den ursprungliga avsikten med lagstiftningen om affaldsdepoter att det allmänna skulle ta på sig att identifiera och åtgärda gångna tiders miljöskulder. På så vis kan man karakterisera regleringen som gynnande för markägarna; efterbehandlingen av områden som registrerats som affaldsdepoter skulle ju finansieras med offentliga medel. Det problem som dock med tiden blev alltmer uppenbart, var att registreringen också medförde negativa effekter. Redan de rådighetsinskränkningar som förknippades därmed, innebar en belastning för fastighetsägarna. Till detta kom något som lagstiftaren inte verkade ha räknat med i början av 1980-talet, nämligen att värdet på registrerade fastigheter i vissa lägen påverkades negativt. Detta illustrerades i några uppmärksammade fall i början av 1990-talet när småhusägare drabbades hårt då deras fastigheter blev omöjliga att sälja efter registrering.[549] Det löfte om efterbehandling som registreringen innebär, framstod med tiden också som allt tunnare, eftersom det kunde dröja många år innan det infriades. Detta ledde så småningom fram till en speciell lag med inriktning på att lindra sådana konsekvenser, 1993 års værditaplov (VTL).

VTL innebar att den som ägde en fastighet för året runt-boende som låg i ett förorenat område, kunde – mot en viss egenavgift – begära omedelbar och offentligt finansierad efterbehandling. I denna krets ingick ägare till såväl hyreshus som småhus. En inledande förutsättning för detta var att fastigheten var förorenad i ADL:s mening. Däremot spelade de tidpunkter som avgränsade den lagens tillämpningsområde mindre roll. Det kunde vara fråga om ett område som antingen var registrerat som affaldsdepot, eller som var förorenat på motsvarande sätt, men vid en senare tidpunkt än 1972-76. I dessa senare fall fick dock fastighetsägaren själv utföra dokumentation och undersökningar av föroreningarna. En senaste tidsgräns var dock satt vid tidpunkten för VTL:s ikraftträdande. Därefter ansågs det inte längre möjligt att förvärva förorenad mark för bostadsändamål utan vetskap eller ”burdeviten” om dess miljöstatus. En sådan god tro var nämligen ytterligare en förutsättning för att bostadsägaren skulle kunna utnyttja möjligheten till förtida efterbehandling enligt VTL.[550] Om fastighetsägaren uppfyllde samtliga

[548] McKenna-rapporten (Pagh), sid. 243. Enligt Pedersen (intervju 16/11-98) har Miljøstyrelsen numera en mycket ”ekonomisk” inställning i denna fråga. Så har man minskat kravet på minimidjup vid bortgrävning av förorenade jordmassor vid t.ex. lekplatser från 1 meter till 30 cm.

[549] Den mest kända är den s.k. Mundelstrup-saken (Århus).

[550] Enligt 3 § 1 st. 2 p. VTL angavs denna förutsättning som att husägaren ”…på erhvervelsestidspunktet hverken vidste eller burde vite, at ejendommen var forurenet”.

dessa kriterier, fick han en s.k. VTL-garanti (”tilsagn”), vilken var möjlig att överlåta till efterföljande ägare.

Værditapsaneringen skulle endast ske med hänsyn till den aktuella markanvändningen för året runt-boende. Den kom därför oftast endast att omfatta ytsanering. Det normala var därför att fastigheten förblev registrerad som affaldsdepot. Efter utförda åtgärder utfärdade dock miljömyndigheten en förklaring om att restföroreningarna saknade betydelse för egendomens användning som året runt-bostad.

5.1.4 1991 års miljøbeskyttelseslov (MBL)

5.1.4.1 Målsättning och tillämpningsområde

Såväl ADL som VTL saknade tydliga regler om vem som i slutändan skulle bekosta undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Kraven mot de ansvariga skulle istället genomföras med stöd av annan lagstiftning. När det gällde föroreningar som skett i modern tid var meningen att miljömyndigheterna främst skulle förlita sig på de förvaltningsrättsligt grundade reglerna i 1973 resp. 1991 års miljøbeskyttelseslov (MBL). Därigenom fick dessa regimer stor betydelse för myndigheternas möjligheter att kräva undersökning och efterbehandling av förorenade områden, något som gäller än idag. Här följer därför en något noggrannare genomgång av MBL.

Enligt 1 kap. MBL har lagen ett brett tillämpningsområde, som översatt till svenska förhållanden kan sägas ligga någonstans mellan miljöskyddslagens och miljöbalkens. Lagen bidra till skyddet av naturen och miljön, samt till att möjliggöra en uthållig samhällsutveckling. MBL är särskilt inriktad på att förebygga och bekämpa förorening av luft, vatten och mark (”jord og undergrund”), att upprätthålla god hygien, att hushålla med begränsade naturresurser, att främja användningen av renare teknologi samt att främja återanvändningen av avfall. Lagen omfattar verksamheter som ger upphov till olika störningar och avfall, hantering av produkter och varor som kan ge upphov till motsvarande problem, störningar från transportmedel och mobila anläggningar samt djurhållning. I 1 kap. lagfästs också några centrala miljörättsliga principer, däribland försiktighetsprincipen.[551] Den danska varianten av ”Polluters Pays Principle” har följande lydelse:[552]

> ”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.”

[551] 3 § 2 st. MBL.
[552] 4 § 4 st. MBL

Enligt förarbetena till MBL innebär paragrafen att förorenaren ska stå för såväl de förebyggande och avhjälpande åtgärder som behövs, som att betala kostnaderna härför.[553] Det sista ledet i paragrafen ger uttryck för ”genopretningsprinsippet”.[554] Innebörden är att kraven enligt MBL ska syfta till att återställa miljön i den utsträckning som det är praktiskt och ekonomisk genomförbart. Denna höga ambition har i princip godtagits av domstolarna, även om bedömningen i det enskilda fallet också är beroende av den förvaltningsrättsliga proportionalitetsprincipen.[555]

5.1.4.2 Kravregler och tillståndsplikt

I 3 kap. MBL finns regler till skydd för mark och grundvatten. Under dessa regler är den s.k. olietankbekendtgørelsen (Obkg) utfärdad.[556] I denna förordning finns bestämmelser om skötsel och besiktning av oljetankar, anmälningsplikt vid olyckshändelser, uppgrävning och förslutning av äldre tankar m.m. Här finns också regler om skydd av vattentäkter som påminner om s.k. vattenskyddsområden enligt miljöbalken.[557] Här finns även en bestämmelse som gör det möjligt för amtsrådet att meddela de förbud eller förelägganden som behövs för att förebygga förorening av en befintlig eller framtida vattentäkt.[558] Regler till skydd för ytvatten finns i 4 kap. MBL. Dessa innehåller bl.a. en tillståndsplikt för utsläpp i vatten, liksom för uppläggning av ämnen som kan förorena vattnet.

I 5 kap. ges en reglering av miljöfarliga verksamheter som påminner om 9 kap. MB. Listade verksamheter, anläggningar eller inrättningar får inte anläggas, påbörjas eller ändras innan tillstånd (”godkendelse”) meddelats av kommunen eller amtsrådet.[559] Tillståndskravet gäller även för vissa befintliga verksamheter. Den individuella tillståndsprövningen har för vissa branscher och för vissa anläggningar ersatts av generella föreskrifter. Ett tillstånd enligt 5 kapitlet har en viss rättskraft som i princip innebär att förutsättningarna för

---

[553] Se Bjerring & Møller i danska Karnov 1999, band 4 (Thomson, 5:e uppl. 2000), på sid. 6964 (not 32).
[554] Även uttryckt i 69 § 1 st. 2 p. MBL.
[555] KTH-saken (KFE 1993.293). I 1973 års MBL fanns ursprungligen en allmän avvägningsregel i 1 § 3 st. Den avskaffades 1986 med hänvisning till att miljöskyddet skulle ges en ökad tyngd vid prövningarna (Moe sid. 27). Att proportionalitetsprincipen i vissa fall medför att miljömyndigheternas krav blir underkända eller mildrade illustreras av rättsfallen Maskinstations-saken (Vestre landsret 1985-03-08, B 1141/1980) och Den brænde løg (Vestre landsret 1990-06-08, B 632/1986). Ett annat rättsfall där denna fråga har diskuterats är Shell-saken (UfR 1999 s. 1600H, se avsnitt 5.2.3.3).
[556] Tidigare bekendtgørelse (386/1980), numera bekendtgørelse (829/1999) om indretning, etablering og drift af olietanke, rørsystemer og pipelines.
[557] 7 kap. 21-22 §§ MB.
[558] 24 § MBL.
[559] Listan framgår i en förordning under 35 § MBL, bekendtgørelse (794/1991) om godkendelse af listevirksomhed. Tillståndsplikten gäller för c:a 8.000 olika slags verksamheter, varav 3.000 ligger på amten att pröva, resten på kommunerna.

ändrade villkor är begränsade inom en åttaårsperiod. En särskild kravregel finns för miljöfarliga verksamheter som inte är listade enligt 5 kap.[560] Har en sådan ”fri” verksamhet givit upphov till ohygieniska förhållanden, väsentlig förorening eller risk härför, kan miljömyndigheten meddela föreläggande om försiktighetsåtgärder eller förbud mot verksamheten.

Avfall och återanvändning regleras i 6 kap. Dessa bestämmelser ansluter sedan länge till EG:s lagstiftning på området.

5.1.4.3 Tillsyn och genomförande

Miljötillsynen enligt MBL regleras i 9 kap. Ansvaret är fördelat mellan kommunerna och amtsråden. De senare har tillsynen över listverksamheterna och sådana verksamheter som bedrivs av kommunerna. Kommunerna har ansvaret för resten, vilket även inbegriper nedlagda verksamheter.

Enligt dessa regler ska tillsynsmyndigheterna verka för att ”ulovlige forhold (blir) lovliggjort, med mindre forholdet har underordnet betydning”.[561] Därvid kan myndigheten meddela de påbud som behövs för att åstadkomma rättelse, inklusive att förbjuda verksamheten.[562] Dessa förelägganden är inte överklagbara i administrativ ordning, vilket beror på att de endast anses påminna adressaten om att ett förhållande redan är olagligt. De är, med ett dansk uttryck, ”konstaterende”.[563] Om adressaten inte gör vad han ska, har tillsynsmyndigheten två vägar att välja mellan. Den traditionella är att göra en åtalsanmälan eftersom det är straffbart att inte följa ett föreläggande. Därmed överlämnas det vidare genomförandet till polisen och domstolarna som har, vilket redan har nämnts, egna remedier att ta till. En annan möjlighet är att tillsynsmyndigheten väljer den administrativa vägen genom ”självhjälp”, d.v.s den låter utföra åtgärden på adressatens bekostnad. Kostnaden för dessa åtgärder måste då bestridas av myndigheten som därefter får försöka få pengarna tillbaka den civilprocessuella vägen.

Den som utövar en verksamhet som kan befaras ha medfört förorening är skyldig att bistå miljömyndigheten med de upplysningar och undersökningar som behövs för tillsynens utövande.[564] Med stöd av denna bestämmelse kan alltså miljömyndigheten förelägga verksamhetsutövaren att inkomma med de upplysningar och utföra de undersökningar som behövs för att värdera ett områdes föroreningsstatus och dess påverkan på omgivningen. Kravet kan även innefatta ett klarläggande av hur föroreningarna ska efterbehandlas eller förebyggas. Myndigheten kan t.ex. kräva att den presumtive

[560] 42 § MBL.
[561] 68 § MBL.
[562] 69 § MBL.
[563] Annorlunda är det med sådana påbud som ställer nya krav på en verksamhet, exempelvis ett föreläggande enligt 42 § MBL. Det anses vara ”konstitutive” och är därför överklagbart (Moe sid. 247f).
[564] 72 § MBL.

förorenaren genomför provtagning och analyser av jord och vatten, klargör orsakerna till en förorening samt beskriver hur den ska efterbehandlas. Denna plikt gäller såväl för listverksamheter, som för ”fria”.

5.2 Skadeståndsrättsligt och offentligrättsligt ansvar

5.2.1 Civilrättsliga regler

5.2.1.1 Miljömyndigheterna som skadelidande

Som nämnts tidigare fanns vare sig i ADL eller i VTL några egentliga regler om vem som i slutändan skulle bekosta undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Vad som däremot stadgades var att de respektive lagarna inte uteslöt användningen av MBL:s regler, inbegripet ansvarsbestämmelserna.[565] Till detta kom en bestämmelse om förhållandet till de skadeståndsrättsliga reglerna om ansvar för miljöskada, som hade följande lydelse:[566]

> ”Loven berører ikke myndighedernes adgang til ved civilt søgsmål at søge udgifter, der i medfør af denne lov er afholdt til undersøgelser, oprydninger og erstatninger, godtgjort af den, der er ansvarlig for forureningen.”

Paragrafen påminde om att miljömyndigheten även kunde tillämpa de civilrättsliga reglerna för att få förorenaren att göra rätt för sig. Detta var ett uttryck för en uppfattning som sedan gammalt funnits i Danmark, nämligen att där de offentligrättsliga reglerna inte räcker till, tar de civilrättsliga vid. Detta synsätt har fått särskild betydelse på jordföroreningsområdet, där myndigheterna inte har använt sig av den gängse metoden med straffrättsligt genomförande. På grund av osäkerheten i ansvarsfrågorna, har man istället i viss utsträckning själv utfört de nödvändiga åtgärderna, oftast undersökningar eller akuta saneringar.[567] Lagstöd för sådan ”självhjälp” i dessa situationer är en relativt ny företeelse i dansk miljörätt. Miljömyndigheterna har därför valt att – närmast som en skadelidande – kräva dessa kostnader åter på skadeståndsrättslig grund. Detta accepterades tidigt av domstolarna, något som kan illustreras med avgörandet i den s.k. Phønix-saken:[568]

> Här var det fråga om en tjärfabrik som bedrevs mellan 1934 och 1969. Efter denna tidpunkt såldes fastigheten till ett bostadsföretag. Redan 1958 hade Phønix blivit dömt att betala skadestånd till kommunen för skador på en vattentäkt. 1982 återkom kommunen och ville ha ersättning för stängning av ytterligare vattentag och

[565] 3 § 1 st. ADL och 4 § 1 st. VTL.
[566] 4 § 2 st. VTL. 3 § 3 st. ADL var i stort sett likalydande.
[567] Miljøstyrelsen nr.1/1995 sid. 102.
[568] UfR 1989 s. 692H. Ett med Phønix samtida exempel på rättsfall där en förorenare fick svara för efterbehandlingskostnader på skadeståndsrättslig grund är Vasby (UfR 1989 s. 353Ö).

> borrning av nya, samt efterbehandling av marken på fabriksområdet 1981-82. Højesteret menade att det ålåg företaget att visa att det hade agerat aktsamt efter 1958 samt att de tillkommande fenolföroreningarna inte hade orsakats efter denna tidpunkt. Då företaget misslyckades med detta, gillades käromålet.

Miljömyndigheterna har även använt möjligheten att välja en civilrättsligt grundad talan i situationer, då de offentligrättsliga reglerna inte varit tillämpliga. I flera av de rättsfall som redovisas i detta avsnitt, har man dessutom ”säkrat” sin talan genom att i första hand grunda den på de offentligrättsliga reglerna, och i andra hand på de skadeståndsrättsliga. Ett exempel på detta är Helsinge-domen.[569]

> Saken gällde en markägares ansvar för en oljetank som sprungit läck och orsakat skador på ett intilliggande kommunalt vattenverk. Østre Landsret fann att han skulle svara för saneringskostnaderna för åtgärderna på den *egna fastigheten* eftersom detta hade stöd i den offentligrättsliga lagstiftningen. Hans ansvar för åtgärderna *utanför* fastigheterna skulle däremot bedömas enligt vanliga skadeståndsrättsliga regler.

Detta sätt att använda de offentligrättsliga och skadeståndsrättsliga reglerna vid sidan av varandra påminner om den nederländska ”two road-doctrine”.[570] Till en början verkar denna utveckling ha skett med stöd av en rättslig konstruktion som gick ut på att miljömyndigheten utförde åtgärderna som ”uanmodet forretningsførelse”, d.v.s. åt den skadelidande som en tjänst utan uppdrag (negotiorum gestio).[571] Efter hand har ett annat synsättet kommit att dominera, innebärande att myndigheten kan uppträda som part för att täcka de kostnader som den ådrar sig *när den tillvaratar de intressen som den är satt att skydda enligt lag.* Rättspraxis uppvisar flera exempel på detta, varav Vestre landsrets dom i Purhus-saken är ett.[572] Där tillerkände domstolen kommunen ersättning för dess ”som miljømyndighed udførte arbejde med bekæmpelse af forureningen”.[573] I den danska doktrinen är det också numera en allmän uppfattning att denna möjlighet står öppen när den offentlig-

[569] UfR 1990 s. 416Ø.
[570] Se avsnitt 3.2.3.
[571] Basse i Forurenet jord sid. 147.
[572] UfR 1995 s. 505H, se nästa avsnitt.
[573] A.a., på sid. 511. Pagh ger också UfR 1977 s. 183, UfR 1989 s. 353Ø och Højesteretsdomen i Rockwool-saken som ytterligare exempel (Pagh i Miljøansvar, sid. 455ff).

rättsliga regleringen inte räcker till.[574] Så förespråkar t.ex. Pagh i sin avhandling ”Miljøansvar” (1998) att miljömyndigheten har ett skadeståndsrättsligt skydd för de kostnader den drar på sig när den fullgör sina förpliktelser enligt lag, t.ex. i vandforsyningsloven, vejloven, MBL och naturbeskyttelsesloven.[575] För att bestämma dessa förpliktelser kan ledning hämtas ur målparagrafer och andra övergripande bestämmelser, exempelvis 2 § 1 st. 4 p. miljøerstatningsloven (MEL) och 4 § 4 st. MBL. Pagh menar att detta skydd är oberoende av lagstöd i den förvaltningsrättsliga lagstiftningen, och det gäller oavsett vem som äger eller råder över det område där åtgärderna vidtas:[576]

> ”Grundlaget herfor er ikke noget ejendomsforhold til vandløb, grundvand eller andre almene goder (…). Derimod er grundlaget de ved lov tillagte beføjelser for kommmuner og amtsråd. Når domstolene i flere sager har fastslået, at der ikke i miljølovgivningens regler om selvhjælpshandlinger er *hjemmel* til, at myndigheder kræver de afholdte utgifter erstattet, udelukker dette ikke et erstatningsretligt værn af myndigheders omkostninger til oprydning mv. På grundlag af de opgaver, myndigheder er tillagt ved lov til at meddele tilladelser, til at fungere som vandløbsmyndighed og lignenede, er der grundlag for et erstatninsgretligt værn”.

Även Basse menar att miljömyndigheterna har en valrätt mellan de förvaltningsrättsliga och de skadeståndsrättsliga instrumenten. Myndigheten kan istället för att meddela ett föreläggande enligt MBL väcka talan med stöd av MEL. Att välja denna senare väg är emellertid inte bara förenat med fördelar, utan även risker; om domstolen finner att skadan inte omfattas av MEL, kan miljömyndigheten inte i efterhand reparera de brister i det förvaltningsrättsliga förfarandet som eventuellt förekom när man utförde åtgärderna på den ansvariges bekostnad.[577]

5.2.1.2 Skadeståndsrättsligt ansvar

Till en början när miljömyndigheterna krävde förorenarna åter för sina efterbehandlingskostnader, menade man att förorenaren hade ett strikt ansvar för miljöskada i enlighet med den rättspraxis som gällde för farliga verksamheter. Detta avvisades ganska tidigt av domstolarna, som menade att det var fråga om ett sedvanligt skadeståndsrättsligt ansvar med en oaktsamhets-

---

[574] Gomard sid. 66 m.fl. ställen, Hermansen & Soja sid. 73, Jacobi sid. 151, Moe sid. 252, Basse i Forurenet jord sid. 181, 1994 sid. 124, Basse i Affaldslovgivningen sid. 439, Basse i Seerden & Heldeweg sid. 109 (not 66) och i Miljøstyrelsen nr. 1/1995 sid. 215 samt Anker & Basse sid. 10, 13 o 20. Se även Pagh i JFL-kommentaren sid. 427ff, där han trycker på att det ska vara fråga om en väsentligt hot mot miljöintressena utanför själva verksamhetsområdet.
[575] Pagh i Miljøansvar, avsnitt 10.3.5.
[576] A.a., sid. 469.
[577] Basse i MEL-kommentaren sid. 135.

bedömning.[578] Denna culpabedömning kunde i vissa situationer vara ganska sträng, vilket kan illustreras med den ovan nämnda Phønix-domen. Ett senare exempel är Højesterets avgörande i det omtalade Purhus-målet, även kallat Natorör-saken.[579]

> En jordbruksarrendator grävde av en ledning som tillhörde Försvaret, varpå stora mängder flygbränsle förorenade marken och ett närbeläget reningsverk. Kommunen akutsanerade området med stöd av MBL. Kommunen hävdade bl.a. att Försvaret hade ett objektivt ansvar såsom utövare av farlig verksamhet enligt skadeståndsrättslig praxis. Højesteret menade dock att rättspraxis om farliga verksamheter inte var tillämplig i detta fall. Däremot ansåg domstolen att Försvaret agerat oaktsamt genom att lägga bränsleledningen alltför grunt och att inte klart ha informerat arrendatorn om var den låg.

Rättspraxis innehåller också flera avgöranden där miljömyndigheten inte har lyckats visa oaktsamhet från förorenarens eller markägarens sida. Ett sådant exempel är den ovan nämnda Helsinge-domen, där käromålet ogillades med hänvisning till att markägaren hade nyttjat en relativt ny tank med ett tillverkningsfel i botten som inte var allmänt känt. Ett annat exempel är rättsfallet Brdr Gram.[580]

> Kylskåpsföretaget hade använt en grusgrop för att tippa kemikalieavfall under tiden 1963 till 1974. Föroreningarna från gropen spreds till marken och grundvattnet. 1986 klassades området som affaldsdepot enligt KADL och det sanerades. Därefter stämde kommunen Brdr Gram på kostnaderna för dessa åtgärder. Man menade att företaget agerat oaktsamt och därför var ansvarigt på skadeståndsrättslig grund. Vestre Landsret delade inte denna uppfattning. Domstolen pekade därvid på det faktum att tippningen hade godtagits av den kommunala myndigheten utifrån en korrekt beskrivning från företagets sida, att metoden på den tiden ansågs vara ändamålsenlig samt att företaget inte kände till (inklusive ”burde-viten”) att tippningen kunde skada en grundvattenreservoar på långt avstånd. Den avgörande faktorn i domen kan nog sägas

[578] Cheminova I, Vestre Landsret 1987-06-04 (nr. B 402/84).
[579] UfR 1995 s. 505H.
[580] UfR 1994 s. 659V.

vara, att den bortskaffningsmetod som företaget använde sig av, var försvarlig enligt den tidens betraktelsesätt.[581]

5.2.2 Ansvaret enligt MBL

5.2.2.1 Rockwool-domen

Även om miljömyndigheterna i vissa fall har valt den skadeståndsrättsliga vägen för att utkräva ansvar för föroreningar,[582] har ändå huvudspåret varit att tillämpa MBL:s regler. Förarbetena till både 1983 och 1990 års lagstiftning om förorenade områden utgick nämligen från att kostnadsansvaret för undersökning och efterbehandling av dessa områden slutligt skulle hamna hos förorenaren med hjälp av MBL.[583] Bland miljömyndigheterna var det i början av 1990-talet också en mycket vidsträckt uppfattning att reglerna i den lagen var lämpade även för att utkräva reparativt ansvar. Inte minst PPP, såsom den kom till uttryck i 4 § 4 st. MBL, ansågs understryka den saken. Vidare var det en utbredd uppfattning att MBL gav uttryck för ett strängt markägaransvar för förhållandena på den egna fastigheten. Denna tolkning fick också ett visst stöd i besvärsärenden och domstolspraxis i slutet av 1980-talet. Denna för myndigheterna positiva trend bröts emellertid genom en dom 1991 i Højesteret som handlade om markägares ansvar för föroreningar som orsakats av oljetankar på den egna fastighet.

I 1980 års oliebekendtgørelse stadgades att kostnaden för efterbehanding av sådan mark som blivit oljeförorenad skulle bäras av ”(e)nhver, der i øvrigt forårsager forurening (…)”.[584] Den myndighetspraxis som utvecklades under denna bestämmelse före 1991 innebar ett strängt markägaransvar. Markägaren ålades att utföra de nödvändiga åtgärderna, oavsett om han orsakat föroreningen, eller ens hade brukat tanken.[585] Denna praxis var inspirerad av en artikel i Ugeskrift for Retsvæsen 1978 av Gomard, där han förespråkade att dessa bestämmelser grundade ett objektivt markägaransvar.[586] I praktiken drabbades inte den oskyldige husägaren av dessa kostnader, eftersom hans

[581] Moe sid. 211.
[582] Därmed inte sagt att det är fråga om ett i alla lägen frivilligt val. Vad miljömyndigheten har gjort är att de har försökt att få ut sina kostnader för utförda åtgärder av adressaten den civilprocessuella vägen. Den prövning som har följt i domstolen har därvid i stor utsträckning kommit att avse skadeståndsrättsliga grunder för ansvaret. Orsaken till detta har inte främst stått att finna i myndighetens inställning, utan i företagets sätt att föra processen. Den omvända gången har också förekommit; företaget har utfört de krävda åtgärderna och därefter stämt myndigheten på skadestånd.
[583] Moe sid. 214.
[584] 16 § Obkg.
[585] Moe sid. 216.
[586] UfR 1978B s. 53.

ansvar normalt täcktes av den vanliga villaförsäkringen. Sådant var läget när den s.k. Rockwool-saken gick till rättslig bedömning.[587]

> Företaget Rockwool förvärvade 1962 en fastighet som gränsade till det egna verksamhetsområdet. På fastigheten låg två oljetankar som inspekterades och befanns vara tomma. 1987 började man bygga nya kontor i detta område och då upptäcktes omfattande oljeföroreningar i marken. Kommunen förelade Rockwool att sanera området med stöd av 16 § Obkg, ett beslut som fastställdes av Miljøstyrelsen. Styrelsen uttalade därvid att frågan om det slutliga betalningsansvaret fick avgöras vid domstol. Företaget väckte talan mot miljömyndigheterna om ersättning för saneringskostnaderna vid allmän domstol. Østre Landsret ansåg emellertid att lagstödet för föreläggandet var tillräckligt, även om Rockwool vare sig hade brukat tankarna eller känt till föroreningarna. Domstolen menade att dessa regler var ett utflöde av ett allmänt markägaransvar som gick ut på att hålla fastigheten ”i lovlig stand”. Den fastighetsägare som ville skydda sig emot obehagliga överraskningar som dessa fick lov att undersöka egendomen noggrant innan köp, för att därefter kunna rikta sina regresskrav mot säljaren.[588] Detta resonemang underkändes emellertid av en enig Højesteret som dömde kommunen och Miljøstyrelsen att ersätta Rockwool för saneringskostnaderna. Därvid uttalade domstolen:[589]
>
> > ”Som sagen foreligger oplyst, må det lægges till grund, at forureningen er sket før appellantens overtagelse av grunden, at appellanten ikke havde eller burde have haft kendskap til forureningen, og at de omhandlede foranstaltninger ikke har været en forudsætning for det af appellanten iværksatte byggeri. Efter forarbejderne til bekendtgørelse nr. 386 af 21. august 1980 sammenholdt med de ansvarsregler, der i övrigt gælder i miljøbeskyttelseslovgivningen, findes bestemmelserne i bekendtgørelsens § 16 måtte forstås således, at de ikke har givet fornøden hjemmel til at pålægge appellanten at betale udgifterne ved arbejderne.”

Detta uttalande utvecklas något av Højesterets-ledamoten Sørensen i en kommentar i i Ugeskrift for Retsvæsen 1991.[590] Han påpekar inledningsvis

[587] UfR 1991 s. 674H.
[588] Østre Landsrets dom 1990-09-12 (nr. 280/89). Basse kritiserade domen i UfR 1991B s.409, på sid. 411 och ställde sig frågan om den överensstämde med PPP, såsom principen kom till uttryck i MBL.
[589] UfR 1991 s. 674H, på sid. 677.
[590] UfR 1992B s. 34. Det är relativt vanligt att viktiga Højesterets-domar kommenteras i Ugeskrift for Retsvæsen av någon av de deltagande ledamöterna.

att 4 § 4 st MBL (PPP) är en målparagrafen som vare sig tar ställning till vem som är adressat för kraven, eller ansvarsgrunden. Av förarbetena till Obkg framgår emellertid klart att markägarens ansvar ska avgöras genom en vanlig culpabedömning, såväl när det gäller åtgärder på den egna fastigheten som skador i omgivningen. Sørensen tillägger dessutom att ansvaret enligt Obkg inte kan gå utöver det som framgår av grunden för bemyndigandet, vilken återfinns i MBL. Som en sammanfattning av den reparativa plikten i den offentligrättsliga lagstiftningen menar Sørensen att det måste finnas klart lagstöd om man i en situation som denna ska kunna pålägga en markägare ett ansvar som är strängare än de sedvanliga skadeståndsreglerna:[591]

> ”Et ansvar må i disse situationer knytte sig til en forvoldt skade, og afværgepligter må stå i sammenhæng med erstatningsreglerne. Uden særlig hjemmel kan ansvar for foranstaltninger til forebyggelse av skader derfor ikke pålægges i videre omfang end erstatningsansvaret for allerede indtrufne skader.”

Sørensen konstaterar därefter att ett sådant lagstöd saknas i MBL. Han avvisar också Østre Landsrets tanke om ett allmänt markägaransvar, utan menar att även detta kräver lagstöd, såsom i byggeloven och naturfredningsloven. Han pekar dock avslutningsvis på att bedömningen kan bli annorlunda om markägaren själv genom egna åtgärder utlöser föroreningarna i marken. Fastighetsägaren kan också få överta förorenarens ansvar om han medvetet övertar en dålig anläggning eller köper fastigheten till lågt pris.

5.2.2.2 Efter Rockwool-domen

Rockwool-domen gällde ju frågan om det finns ett objektivt markägaransvar enligt MBL för ”passiva” markägare. Den besvarar alltså inte vad som gäller för förorenare enligt dessa regler. De danska miljömyndigheterna har sedan MBL:s barndom utgått från att den senares ansvar följer direkt av reglerna i den offentligrättsliga lagstiftningen. Så har man menat att MBL grundar ett objektivt ansvar, som gäller före och vid sidan av det skadeståndsrättsliga. Även om de danska domstolarna ännu inte har bedömt något mer renodlat fall av förorenaransvar – t.ex. när en listverksamhet orsakat förorening – har de avvisat förekomsten av ett sådant objektivt ansvar i de avgöranden som närmat sig frågeställningen. Istället har Højesteret anslutit sig till och även vidareutvecklat Sørensens uppfattning i Rockwool-domen, vilket illustreras av följande avgöranden:

[591] A.a. på sid. 35.

I Purhus-saken[592] hävdade kommunen också att Försvaret hade ett objektivt ansvar enligt Obkg och MBL. Højesteret avvisade dock förekomsten av ett sådant ansvar enligt den offentligrättsliga lagstiftningen för ägare av mark eller anläggningar med följande uttalande (min kommentar i kursiv):[593]

> ”Ved Højesterets dom af 18. Juni 1991 (*hänvisning till Rockwool-domen*) blev det fastslået, at hverken bestemmelserne i den dagældende miljøbeskyttelseslov eller olietankbekendtgørelsen indeholdt fornøden hjemmel til at pålægge en grundejer at betale udgifterne til oprydning efter en forurening, der ikke skyldtes grundejerens forhold. Højesteret finder, at bestemmelserne heller ikke giver hjemmel til at pålægge ejeren af installationer m.v. på fremmed grund en betalningspligt for forureningsskader, der ikke følger af andre bestemmelser eller almindelige erstatningsregler”.

Det senaste rättsfallet, Ålborg-saken[594], rör också tillämpningen av 16 § Obkg. Efter Rockwool-domen hävdade Miljøstyrelsen i en rundskrivelse att denna paragraf kunde tillämpas gentemot markägare såsom brukare av oljetankar för efterbehandling på den egna fastigheten.[595] I Ålborg-målet hänvisade emellertid Højesteret till Rockwool och Purhus och uttalade helt kort att det vare sig i Obkg eller MBL finns stöd för att pålägga markägare eller installationsägare ett kostnadsansvar för en förorening *som inte kan skyllas på deras fel eller försummelse*. Kommunens invändning om att föreläggandet enligt Obkg var giltigt, eftersom det när det meddelades (1990) var i enlighet med den tidens gängse uppfattning om rättsläget, lämnades utan avseende av Højesteret.

Betydelsen av dessa efterföljande rättsfall har diskuterats intensivt i den danska doktrinen. Flera författare menar att resonemanget i Rockwool-domen har allmän giltighet på så vis att culpa i skadeståndsrättslig betydelse alltid är en förutsättning för ansvar enligt MBL.[596] Även om miljömyndigheterna inte har anammat denna inställning fullt ut,[597] har det spridit sig

[592] Se avsnitt 5.2.1.2.
[593] UfR 1995 s. 505H, på sid. 514.
[594] UfR 1998 s. 549H.
[595] Miljøstyrelsen: Skrivelse 1991-12-11 (M333-0002), Vedrørende påbud om oprydning af olieforurening, der træffes med hjemmel i olietankbekendtgørelsen (386/1980).
[596] Resonemanget gäller tillämpningen av den allmänna tillsynsregeln i 69 § MBL.
[597] Efter Landsrettens dom i Aalborg-saken gick Miljøstyrelsen ut med en skrivelse där man förespråkade att 16 § Obkg endast kunde tillämpas om markägaren varit oaktsam i skadeståndsrättslig betydelse (Miljøstyrelsen: Skrivelse 1995-11-17 (M2015-0002), Vejledning om behandling af påbudssaker efter olietankbekendtgørelsen).

en osäkerhet i det rättsliga systemet om de civilrättsliga faktorernas betydelse inom förvaltningsrätten.[598] Som en inledning till redogörelsen av diskussionen i den danska juridiska litteraturen, citerar jag därför ett uttalande av Miljøklagenævnet i avgörandet om Collstrop, Køge:[599]

> ” (…) har der således i teori og administrativ praxis bl.a. været rejst spørgsmål om inddragelse af almindelige formueretlige principper - herunder erstatningsretlige regler og reglerne om forældelse - i forbindelse med opstillingen af de nødvendige indgrebskriterier. Disse formueretlige principper finder ikke anvendelse som indgrebskriterium efter bestemmelsen i øvrigt, og er usædvanlige elementer i en prøvelse inden for et forvaltningssystem, der ikke indeholder samme processuelle garantier som en domstolsbehandling.”

5.2.2.3 Den stora polemiken

Debatten om ansvarsgrunden i MBL har i stort sett delat rättsteoretikerna i två läger, även om det givetvis finns olika schatteringar inom dessa. Det ena lägret förespråkar att de offentligrättsliga reglerna om reparativt ansvar måste läsas tillsammans med de civilrättsliga begreppen på området. Dessa förespråkare menar att det faktum att lagförarbetena är tysta på denna punkt, talar i själva verket för en sådan tolkning. En annan ansvarsgrund kan endast gälla om lagstiftaren uttryckligen och klart har bestämt att så är fallet. Exempel på detta finns i MEL, havsmiljøloven, vejtrafikloven och kärntekniklagstiftningen. En utpräglad förespråkare för denna skola är Jacobi. Hon menar i en artikel i UfR från 1995[600] att uttrycket ”den ansvarlige” i MBL ska förstås i civilrättslig betydelse; 69 § MBL förutsätter culpa hos adressaten för kraven och ansvaret kan endast utkrävas av den för varje tid aktive verksamhetsutövaren. Förpliktelser i tillstånd följer alltså inte med vid försäljning av verksamheten. Kraven kan inte riktas mot saklösa markägare. Jacobi är emellertid medveten om att hennes tolkning kan leda till ansvarsflykt. För att möta detta, förespråkar hon att miljömyndigheten borde ha säkerhet i fast egendom och prioritet vid konkurs för sina krav. Dessutom anser hon att långivare med säkerhet i förorenade fastigheter borde ha ett större ansvar för dessa problem.

Inom samma läger intar Moe, en av de ledande kommentatorerna på området, en mer försiktig hållning. Han menar att uttrycket ”ulovligt forhold”

[598] Så kunde ju inte Jordforureningsutvalget (se avsnitt 5.3.1) ena sig om i skrivningarna angående gällande rätt i denna fråga, se även FT 1998-99 A s. 4311 och Pagh i JFL-kommentaren, på sid. 55.
[599] KFE 1994 s. 259, på sid. 267 (se vidare om detta avgörande i avsnitt 5.2.3.1).
[600] Jacobi, M: Grænser for påbud i miljølovgivningen (UfR 1995B s. 147).

enligt 69 § MBL bör tolkas som så, att det förutsätter civilrättslig culpa och uttalar som sin åsikt:[601]

> ”Her fortolkes mbl’s påbudshjemler indskrænkende, således at de kun anvendes, når erstatningsbetingelserne er opfyldt. Læren er inspireret af Højesterets ræsonnement i Rockwool-sagen, og den giver en god förklaring på senere praksis. Den forsigtige lære har den tilfredsstillende konsekvens, at regningen for oprensningen ender samme sted, hvadenten miljømyndigheden udsteder et påbud til forureneren eller selv renser og sender regningen til denne.”

Basse är den främste förespråkaren för ett motsatt betraktelsesätt som är mer renodlat förvaltningsrättsligt.[602] Hon menar att MBL grundar en skyldighet för förorenare att vidta de åtgärder som följer direkt av lagens bestämmelser, och dessa bör tolkas i enlighet med förvaltningsrättsliga principer. Hon sätter upp en rad förutsättningar för att förelägganden med stöd av dessa bestämmelser ska vara giltiga: Till att börja med ska kriterierna för rättsfaktum vara uppfyllda, t.ex. att en förorening är ”väsentlig” enligt MBL. Rättsföljden, d.v.s. pliktens innehåll, ska klart framgå av bestämmelserna och det ska också finnas stöd för ett ingripande, vilket det gör i 69 §. Innehållet i kravet ska vidare vara rimligt i enlighet med proportionalitetsprincipen. I denna ligger att kostnaderna för en åtgärd ska vara rimlig i förhållande till den miljöfara som ska undvikas. Basse menar att tolkningen av denna princip också bör göras i ljuset av de miljörättsliga principerna, här försiktighetsprincipen och PPP. Föreläggandet ska vidare vara riktat till rätt adressat och han ska ha möjlighet att efterkomma det. För MBL:s vidkommande innebär detta oftast att det ska riktas till förorenaren och det ska gälla mark som han har rådighet över. Vidare ska kravet ska vara precist och försett med en lämplig tidsfrist för genomförandet. I sin 1998 års lärobok ”Miljøret” ger Basse följande sammanfattning:[603]

> ”I de forvaltningsretlige sammenhænge forudsættes lovgivningen at fastlægge kredsen af de ansvarlige ved præcise regler eller udfyldende afgørelser, truffet med hjemmel i lov. I en sådan sammenhæng kan der tages udgangspunkt i regler, der fokuserer på ejerforhold/rådighet over fast ejendom. Her har det at være ”ansvarlig” typisk ikke noget at gøre med de subjektive omstændigheder hos den relevante person. Der er i stedet tale om

[601] Moe avsnitt 11.6.4, citatet på sid. 214. Observera att Moe använder uttrycket ”forsigtige lære” i förhållande till den renodlade förvaltningsrättsliga tolkning som Basse och Pagh företräder.
[602] Jordforureningsutvalget (Miljøstyrelsen nr.1/1995) sid. 210, och därefter bl.a. Basse i MEL-kommentaren (avsnitt IV), Basse i Håndhævelse sid. 12, 19 och 21, Basse 1998 sid. 139, 147, även Basse & Nielsen i Håndhævelse sid. 252 ff. Att Peter Pagh ansluter till Basses synsätt, återkommer jag till i kapitel 8 (avsnitt 8.3.4)
[603] Basse 1998 sid. 147.

> en afgrænsning af de adressater, som reglerne eller afgørelserne pålægger ofentligretlige pligter, samt om de beføjelser, som lovgivningen tillægger tilsynsmyndighederne."

Basse menar slutligen att de stränga förvaltningsrättsliga kriterierna innebär att många förorenare aldrig kan nås med krav på reparation enligt MBL. Att till dessa kriterier dessutom lägga skadeståndsrättsliga förutsättningar för ansvar, leder till ett dubbelt skydd för förorenaren. Ett sådant skydd vore enligt Basses uppfattning alldeles onödigt och skulle te sig anmärkningsvärt vid en internationell jämförelse.[604]

Även Stenderup-Jensen delar denna förvaltningsrättsliga tolkning av MBL:s ansvarsregler. I en artikel i UfR 1994 menar han att tanken om culpa som en förutsättning för att tillämpa MBL:s ansvarsregler, helt bryter mot den klassiska uppfattningen om lagstöd inom förvaltningsrätten.[605] Han menar att Miljøstyrelsen drar alltför långtgående slutsatser av Rockwool-domen, som endast avsåg frågan om markägarens ansvar. Förorenarens rättsskydd kan tillvaratas innanför ramen för den förvaltningsrättsliga processen, utan att myndigheterna ska behöva gå in i komplicerade bedömningar om oaktsamhet, orsakssammanhang och liknande. Enligt Stenderup-Jensen lämpar sig den skriftliga förvaltningsprocessen mindre väl för detta, då den saknar inslag som omedelbarhet, kontradiktion m.m.

5.2.3 Andra begränsningar i tillämpningen av MBL

5.2.3.1 Pågående eller avslutad verksamhet

MBL innehåller ingen bestämmelse som uttryckligen ger grund för krav på efterbehandling av förorenade områden. I stort sett är lagen tyst när det gäller reparativa åtgärder.[606] När den första miljøbeskyttelsesloven kom, utgick lagstiftaren från att denna moderna reglering effektivt skulle stoppa uppkomsten av flera förorenade områden. Den syftade därför främst till reglering av *planerade och pågående* verksamheter, något som också gällde för 1991 års MBL. Visserligen finns här principen om att förorenaren ska betala i 4 § 4 st, men denna bestämmelse utgör ingen självständig grund för ingripanden. Den ska snarast ses som en målangivelse för lagen.[607]

I 41 § ges en möjlighet att ställa krav på verksamheter med tillstånd enligt 5 kap. För de "fria" verksamheterna gäller istället 42 §. Den förra paragrafens användbarhet för att ställa reparativa krav har bedömts i flera beslut av

[604] Basse i Håndhævelse sid. 21, även Basse 1998 sid. 139.
[605] Stenderup Jensen i UfR 1994B s. 413.
[606] Med undantag för 24 § (i dess tidigare lydelse), som dock hade ett relativt snävt tillämpningsområde då ett ingripande med stöd av den bestämmelsen var förenad med rätt till ekonomisk ersättning för adressaten.
[607] Jordforureningsutvalget (Miljøstyrelsen nr. 1/1995), sid. 43.

Miljøklagenævnet (MKN). Ett av dessa rörde den s.k. KTH-saken, där kravet godtogs eftersom verksamheten givit upphov till väsentliga föroreningar som gick utöver det som låg till grund för tillståndet. Genom besluten i Næstved Forchromningsanstalt[608] och Collstrop, Køge[609] har dock nämnden visat på en viktig begränsning i möjligheten att ställa reparativa krav: 41 § MBL kan inte tillämpas mot avslutade verksamheter, åtminstone inte om det gått lång tid därefter. Att bestämmelsen kan användas gentemot en pågående verksamhet verkar emellertid vara klart, även om själva föroreningen har skett vid ett tidigare tillfälle. Detta klargjordes av MKN i avgörandet om Dansk Kabelskrot:[610]

> ”Hverken den nye eller den tidligere bestemmelse er forstået så snævert, at den alene skulle hjemle adgang til indgrep over for en igangværende udledning, i modsætning til indgreb, der tager sigte på at fjerne resultaterne af en allerede sket forurening.”

5.2.3.2 Rådighet och försäljning

Frågan om vem som råder över den förorenade marken aktualiseras ofta när det gäller driften av miljöfarlig verksamhet och de kvardröjande verkningarna av denna. Inte sällan bedrivs ju verksamheten på mark som inte tillhör utövaren, i samverkan mellan flera eller under andra, liknande förhållanden. Vidare kan mark som förorenats av verksamheten säljas till annan. Att förorenaren därför kan åläggas att vidta åtgärder på annans mark är alltså avgörande för miljöarbetet på detta område, något som illustreras av följande avgöranden.

I Helsinge-domen[611] uttalade ju Østre landsret att MBL endast kunde tillämpas på sådan förorening som fanns inom själva verksamhetsområdet. Denna inställning har senare bekräftats genom flera beslut av MKN. Miljömyndigheterna trodde länge att förorenaren kunde tvingas att efterbehandla annans mark, om ägaren till denna mark samtyckte. Denna uppfattning har man fått revidera, främst genom Miljøklagenævnets avgörande i saken om Dansk Kabelskrot.[612]

Här var det fråga om ett föreläggande enligt 41 och 69 §§ MBL om att avlägsna tungmetallhaltigt stoff från vissa fastigheter i omgiv-

[608] MKN 23/2-94, j.nr. 10-4.
[609] KFE 1994 s. 259.
[610] KFE 1993 s. 300, citatet på sid. 302. Se även Bjerring & Møller sid. 485, med hänvisning till KFE 1993 s. 293. Se dock Miljøstyrelsen 1994, där man avråder rent allmänt från att använda 41 och 42 §§ i jordföroreningssaker.
[611] Se avsnitt 5.3.1.1.
[612] KFE 1993 s. 300.

> ningen. Föreläggandet stadfästes av Miljøstyrelsen. MKN menade dock att en sådan tolkning av bestämmelserna stred emot den praxis som utvecklats under 1973 års MBL och Obkg. Det stred dessutom emot den allmänna förvaltningsrättsliga principen om att adressaten måste ha rådighet över föremålet för kraven. För att 41 § MBL ska kunna användas för krav på åtgärder på annans mark, krävs klara hållpunkter i lagen eller i förarbetena för ett sådant synsätt. Då detta saknades undanröjde nämnden föreläggandet. Man uttalade avslutningsvis att problemet med förorening av de omgivande fastigheterna, var en civilrättslig fråga mellan verksamhetsutövaren och hans grannar.[613]

Även i det ovan nämnda beslutet om Collstrup, Køge uttalade sig nämnden i denna fråga. Man menade att förorenaren endast kan tvingas att vidta åtgärder på annans mark om det föreligger särskilda omständigheter. Ett sådant exempel kunde vara att det föreligger identitet mellan nuvarande markägare och tidigare verksamhetsutövare.[614] Som en direkt reaktion på nämndens avgöranden i dessa saker, infördes en ny bestämmelse i MBL, 84 a § med följande lydelse:

> ”Ved større forurening af fremmed grund kan miljømyndighederne med grundejerens samtykke genoprete den hidtidige tilstand på den forurenade grund, når væsentlige hensyn til de skadelidte taler herfor. Miljømyndighederne indtræder i de skadelidtes erstatninsgkrav mod den ansvarlige forurener.”

Bestämmelsen utgör en klar illustration av den sammanblandning av offentligrätt och civilrätt som karakteriserar detta rättsområde i Danmark. Paragrafen kan sägas innehålla dels en offentligrättslig kompetensregel för myndigheten, dels en civilrättslig regel om den slutliga kostnadsfördelningen. I den förra delen bestäms att myndigheten får utföra efterbehandling på ”fremmed grund” när att det är fråga om en större förorening och markägaren samtycker till detta. Tidpunkten för föroreningen och frågan om ansvarsgrunden har ingen betydelse i kompetensfrågan.[615] I den senare delen sägs att miljömyndigheten övertar de eventuella krav som grannen kan resa gentemot förorenaren på civilrättslig grund. Här är alltså de skadeståndsrättsliga reglerna om culpa och preskription avgörande för om myndigheten kan få ut något av den ansvarige förorenaren.

---

[613] MKN:s inställning har också bekräftats av en dom i Østre landsret i den s.k. Statoil-saken (Østre landsret 1995-09-28, B1716-94).
[614] Här avsåg nämnden den situation som förelåg i ett äldre avgörande, KFE 1987 s. 302.
[615] Bjerring & Møller sid. 692f.

En annan fråga som är viktig i dessa sammanhang är hur reglerna motverkar ansvarsflykt. Inte heller i den delen har MBL visat sig fylla måttet. I sin kommentar till Rockwool-domen ansåg Sørensen att en markägare kunde ”växa in i” (”succedere”) verksamhetsutövarens ansvar genom att med öppna ögon köpa förorenad mark till ett billigt pris.[616] Detta var också Miljøstyrelsens uppfattning fram till Handelselskabs-saken[617].

> Bakgrunden var att en förorenad fastighet hade sålts till en fullt medveten köpare för 100 000 Dkr. Dess värde i oförorenat skick beräknades till det sexdubbla.[618] Miljøstyrelsen stadfäste ett föreläggande enligt 16 § Obkg om efterbehandling, som riktades mot köparen i enlighet med Sørensens resonemang ovan. Saken drogs inför Folketingets ombudsman, som var kritisk. Han menade att ett sådant betungande krav normalt måste ha klart lagstöd, vilket här saknades. Enligt ombudsmannen skulle dessutom ett föreläggande mot köparen, som trots vetskapen om föroreningarna knappast kunde göra något åt dessa, strida mot den grundläggande principen om PPP. Efter denna kritik upphävde Miljøstyrelsen föreläggandet.

5.2.3.3 Kraven i tiden

Många av MBL:s kravregler kom redan med 1973 års lagstiftning. Några regler om tidsgränser fanns inte i den lagen och finns inte heller i 1991 års MBL. När det gäller frågan om dessa krav kan utsläckas i enlighet med de skadeståndsrättsliga reglerna om preskription, går åsikterna isär i den danska debatten.[619] Följande slutsatser om ansvarsreglernas giltighet i tiden är dock knappast kontroversiella:

MBL kan inte användas för förhållanden och verksamheter som avslutats före dess ikraftträdande. För sådan förorening gäller istället den sedvanliga skadeståndsrätten, d.v.s. att för ansvar gentemot miljömyndigheten krävs culpöst beteende. Denna oaktsamhetsbedömning ska göras utifrån dåtidens krav, något som framgick av avgörandet i Brdr Gram.[620] Dessutom släcks ansvaret ut i enlighet med reglerna om preskription, något som illustrerades i rättsfallet Cheminova II.[621]

[616] UfR 1991B s. 34, på sid. 37.
[617] FOB 1993 s. 191.
[618] Moe sid. 209.
[619] Se Miljøstyrelsen nr. 1/1995, på sid. 66f.
[620] Se avsnitt 5.2.1.2.
[621] UfR 1992 s. 575H.

> Cheminova hade under åren 1944-54 tippat farligt avfall 300 meter från ett vattenskyddsområde. Højesteret ansåg att detta var oaktsamt med tanke på att företaget besatt hög teknologisk expertis och att man var medveten om de dumpade substansernas farlighet. Saneringskraven mot företaget hade emellertid presenterats först 1977 och företaget gjorde invändning om preskription. Mot detta svarade miljömyndigheten att miljöskador var ett exempel på ett sådant tungt motintresse som motiverade att preskriptionsreglerna skulle suspenderas.[622] Højesterets majoritet ansåg däremot att den ökade samhälleliga förståelsen för behovet av miljöskydd talade emot suspension i dessa fall, eftersom risken annars var att moderna värderingar skulle påverka den historiska culpabedömningen. Minoriteten menade dock att dessa föroreningar mycket väl kunde orsaka allvarlig personskada, vilket motiverade suspension.

I dessa sammanhang räknar man traditionellt i dansk civilrätt med två preskriptionsfrister. Dels en absolut gräns på 20 år efter den skadegörande handlingen, dels en gräns på 5 år efter att skadelidanden fått full kännedom om skadan. För verksamheter som omfattas av miljøerstatningsloven (MEL) och som bedrivits efter den 30 juni 1994, gäller dock en särskild regel om 30-årig preskription.[623]

De skadeståndsrättsliga reglerna blir även avgörande för miljömyndigheternas utsikter till framgång i de situationer då MBL inte är tillämpliga, även om verksamheten bedrivits efter 1974. Ett exempel på detta är när förorenaren inte längre råder över den förorenade marken.

När det gällde undersökningsplikten i 72 § MBL var Miljøstyrelsen länge av den uppfattningen att bestämmelsen kunde användas även om föroreningen hade skett före 1992, då bestämmelsen trädde i kraft. Här hämtade man stöd av ett uttalande av MKN i avgörandet Vapokon-saken.[624] Även i denna fråga har man fått revidera sin uppfattning, denna gång genom Højesterets avgörande i Shell-saken.[625]

---

[622] Här refererade man till domen i den s.k. Asbestos-saken (UfR 1989 s.1108H). I denna hade Højesteret slagit fast att preskriptionsreglerna kunde suspenderas om tunga motintressen talar emot utsläckning av ansvaret. Ett sådant exempel var enligt Højesteret asbestos, då sjukdomen tar mycket lång tid att utvecklas och det annars skulle bli omöjligt att kräva skadestånd i dessa fall.
[623] 6 § 2 st MEL.
[624] Miljøstyrelsen nr. 1/1995, sid. 46.
[625] UfR 1999 s. 1600H.

På en fastighet hade funnits en bensinstation sedan 1933. Den nuvarande ägaren förvärvade fastigheten 1978, men hade drivit stationen före dess. Sedan 1988 drevs den emellertid av Shell, med fastighetsägaren som innehavare. Sedan kommunen konstaterat oljeföroreningar på fastigheten från tankar som tagits ur bruk 1990, riktade man ett föreläggande om ytterligare undersökningar mot såväl Shell, som fastighetsägaren. Miljøstyrelsen fastställde påbudet mot Shell och lade härvid vikt på att företaget arrenderade marken, att man ägde samtliga installationer där och att man var leverantör. Man avvisade också uppfattningen att ett föreläggande enligt 72 § MBL kräver oaktsamhet från adressatens sida. Beslutet fastställdes vid rättsprövning av Østre Landsret som uttalade att ordalydelse samt förarbeten talade för att bestämmelsen var tillämplig även på förorening som skett före tidpunkten för ikraftträdandet. Domstolen menade dessutom att plikten var oberoende av civilrättsliga faktorer som culpa och preskription. Højesterets majoritet ansåg emellertid att kravet på undersökningar endast kunde avse sådan förorening som skett efter bestämmelsens ikraftträdande. Detta motiverades med att varken bestämmelsens ordalydelse eller dess förarbeten tog klar ställning till att den var tillämplig på sådana förhållanden som hade uppstått före dess ikraftträdande. Visserligen kunde föregångaren (52 §) tolkas på detta sätt, men den bestämmelsen kunde endast användas för att kräva icke kostnadskrävande undersökningar. Domstolen ansåg slutligen också att, med tanke på att miljömyndigheterna istället hade kunnat använda sig av ADL:s regler för att själva bekosta undersökningarna och därefter sökt kostnadstäckning från oljebolaget genom en civilrättslig talan, det vore ”betænkeligt at fastslå” att 72 § MBL kunde användas i ett fall som detta.

Højesterets avgörande i Shell-saken föranledde ändringar i den nya jordföroreningsloven som ännu inte hade trätt i kraft. Jag återkommer till denna fråga i nästa avsnitt.[626]

[626] Avsnitt 5.3.5.

5.3 Jordforureningsloven

5.3.1 Lagstiftningens förhistoria

Som framgått av beskrivningen ovan, har de danska miljömyndigheternas under 1980- och 1990-talet haft ringa framgång i sina försök att med stöd av MBL utkräva ansvar för förorenade områden. Till detta kom att tiden och miljöarbetet sprang förbi ADL. I syfte att modernisera och effektivisera lagstiftningen tillsattes därför 1994 en utredning, Jordforureningsutvalget, som kom med sitt slutbetänkande två år senare.[627] Utredningen menade att lagstiftningen om jordföroreningar är otillräcklig; ADL hade tillskapats utifrån en förlegad bild av miljöproblemet, den omfattade inte alla slags jordföroreningar och det var stora problem med tidsgränserna. Lagen gav också uttryck för en orealistisk bild av möjligheten att åtgärda dessa problem. Den höga ambitionen med de offentliga insatserna gjorde dessutom att takten i efterbehandlingen var låg. Utredningen menade vidare att påbudssystemet i MBL var oklart och befrämjade ansvarsflykt. Därför föreslog man att ADL, VTL och delar av MBL skulle ersättas med en ny jordforureningslov (JFL). Utredningens förslag låg till grund för det lagförslag som presenterades i februari 1999 och som, efter åtskilliga förändringar, antogs av Folketinget samma vår.[628]

5.3.2 Tillämpningsområde och inriktning på miljöarbetet

JFL är ett omfattande regelverk med elva kapitel. Målsättningen är att skydda grundvattnet och den mänskliga hälsan, att samordna och koncentrera de samhälleliga resurserna i miljöarbetet på detta område, att motverka att ytterligare miljöskada uppkommer i samband med användning och omflyttning av förorenade jordmassor samt att genomdriva att de slutliga kostnaderna för miljöarbetet hamnar hos förorenaren.[629] Lagen gäller för mark (jord) som är konstaterad förorenad, eller som det uttrycks ”(…) jord, der på grund af af menskelig påvirkning kan have skadelig virkning på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt”.[630] JFL gäller alla slags jordföroreningar, oavsett

[627] Betænkning om forurenet jord. Betænkning fra Miljøstyrelsen 2/1996.
[628] Lov (370/1999) om forurenet jord, ändrad i november samma år genom lov (1109/1999) om ändringar i JFL. Förarbetena är inte alldeles enkla att följa; ett första lagförslag presenterades i februari 1998, det slutliga ett år senare. Förslaget behandlades flera gånger i Folketinget, vilket resulterade i ganska betydande förändringar. De förarbeten som jag har använt mig av är det slutliga lagförslaget från 10/2-99 (Folketingets Tidene, FT 1998-99 A s. 4285) och utskottsbetänkandet (Miljø- og Planlægningsutvalget, FT 1998-99 B, s. 1202). Den enda lagkommentar som fanns tillgänglig när kapitlet skrevs (hösten 2000) var Pagh i JFL-kommentaren.
[629] 1 § 2 st. JFL, FT 1998-99 A s. 4305.
[630] 2 § 1 st. JFL.

föroreningarnas karaktär och oavsett sättet och tidpunkten för spridningen. Så omfattar den städernas ytföroreningar, orsakade av luftföroreningar (t.ex. bly och tjära från skorstensrök), avfallshantering och omflyttning av förorenade jordmassor. Undantag görs dock för jordbrukets markpåverkan genom gödsel, slam och bekämpningsmedel.

Gränsdragningen mellan MBL och JFL är inte enkel. Grundregeln är att den förra lagen ska tillämpas för förebyggande miljövård, t.ex. förbud mot förorening av mark och vatten. JFL är endast tillämplig om en förorening redan har skett.[631] En avfallsdeponi där verksamheten pågår ska regleras med stöd av den förra lagen, markföroreningar under en nedlagd sådan istället med JFL. I vissa delar går också lagarna ihop. MBL har kompletterats med regler som motsvarar den instrumentering som finns i JFL. I praktiken medför detta att miljömyndigheterna i många situationer har en möjlighet att välja mellan de två regelverken.[632]

Utgångspunkten i JFL är att de områden som är allvarligt förorenade ska uppmärksammas och åtgärdas. Detta ska ske på initiativ från miljömyndigheterna, men den slutliga kostnaden ska bäras av förorenaren i enlighet med PPP. Samhällets resurser i miljöarbetet ska koncentreras på vissa, prioriterade områden. När det gäller ambitionsnivån för och inriktningen på den offentliga efterbehandlingen kan lagen ses som en kodifiering av senare års myndighetspraxis.

5.3.3 Kartläggning, insatsområden och ambitionsnivåer

5.3.3.1 Kartläggning

Liksom ADL, bygger den nya lagstiftningsregimen på att förorenade områden ska inventeras och uppmärksammas. ADL:s registreringssystem övergår dock i ett system med s.k. kartläggningsområden. Amtsråden ska även fortsättningsvis genomföra inventeringar av förorenade områden. De områden som utifrån befintlig dokumentation och konkret kunskap *kan misstänkas vara* förorenade klassas som ”vidensniveau 1” (fortsättningsvis V1-områden).[633] Dessa områden kan sägas motsvara de som tidigare var ”grålistade” i den äldre ordningen enligt ADL.

Om amtsrådet med hög grad av säkerhet kan dokumentera att ett område är så förorenat att det utgör fara för människor eller miljön, ska det klassas som ”vidensniveau 2” (härefter V2-områden).[634] Här är det alltså fråga om en bedömning utifrån konkret kunskap om befintliga föroreningar där dokumentationen motsvarar de krav som gällde för registrering enligt ADL.

[631] FT 1998-99 A s. 4329.
[632] Pagh i JFL-kommentaren, sid. 84ff.
[633] 4 § JFL.
[634] 5 § JFL.

Normalt innebär detta att provtagningar har utförts i området som visar att det är förorenat. Kartläggningsarbetet ska ske utifrån de vägledningar som utarbetas av Miljøstyrelsen, och som bl.a. innehåller jord- och ytvattenkvalitetskriterier.[635] Som V2-områden klassas också alla befintliga affaldsdepoter enligt ADL. Inte bara punktkällan till föroreningarna kan klassas, utan även omgivningar i den mån de också är påverkade i motsvarande grad.

Som en del i kartläggningsarbetet ska amtsrådet också fastställa ”indsatsområder”.[636] Som sådana räknas förorenade områden som är så lokaliserade att miljöbelastningarna där kan utgöra en fara för dricksvattenresurser, eller för den mänskliga hälsan i bostäder, daghem eller på allmänna lekplatser. De förra områdena utgörs dels av sådana kring befintliga grundvattentag, dels av sådana ”med særlige drikkevandsinteresser”, utpekade i regionplaner. Meningen är att insatsområdena ska prioriteras i det fortsatta miljöarbetet. Detta ska ske genom att amtsrådens utredningsresurser främst går till att klarlägga föroreningsstatusen i de V1-områden som ligger inom insatsområdena,[637] men också genom att efterbehandlingsresurserna koncentreras hit.[638] Det finns dock ingenting som hindrar att miljömyndigheterna låter efterbehandla andra V2-områden som ligger utanför insatsområdena.

VTL:s regler överförs i stort sett oförändrade till JFL, men efterbehandlingsgarantin gäller bara för fastigheter som ligger inom V2-områden. En nyhet är dock att den som äger en bostad inom ett V1-område kan kräva att amtsrådet inom två år genomför en ”V2-utredning” för att konstatera om det är förorenat.[639]

5.3.3.2 Rättsverkningar av kartläggningen

Rättsverkningarna av att ett område blir kartlagt liknar de som gällde för affaldsdepoter. Samtliga kartlagda områden (V-områden) ska ingå i ett offentligt register (”matrikelregistret”).[640] Inom alla kartlagda områden gäller att tillstånd krävs för ändring av markanvändningen till känslig sådan.[641] Detta gäller oavsett var dessa områden ligger. Tillstånd behövs också för alla slags byggen och exploateringar i samtliga V-områden som ligger i insatsområden, eller som annars används för känslig markanvändning.[642] Jämfört med

[635] Främst Miljøstyrelsen vejledning nr. 6/1998 om oprydning på forurenede lokaliteter.
[636] 6 § 1 st. JFL.
[637] 7 § JFL.
[638] FT 1998-99 A s. 4340.
[639] 7 § 3 st., jfr. med 7 § 1 och 2 st. JFL.
[640] 14 § JFL.
[641] Som känslig markanvändning i detta sammanhang anses dels sådan som nämnts ovan (bostad, daghem och allmän lekplats), dels rekreations- och allmänt tillgängliga områden, koloniträdgårdar, sommarstugeområden och institutioner.
[642] 8 § JFL.

ADL innebär detta att tillståndsplikten är både lindrad och skärpt. Å ena sidan behövs inte tillåtelse enligt JFL för exploatering för annat än känslig markanvändning i kartlagda områden som ligger utanför insatsområdena. Å andra sida omfattar tillståndsplikten för känslig markanvändning även V1-områdena, som ju inte är konstaterat förorenade.

När tillstånd till ändrad markanvändning eller exploatering meddelas, kan detta förenas med villkor om undersökning och efterbehandling. Villkoren kan även avse att arbetena ska utföras så att framtida sanering inte äventyras. Det är vidare möjligt att tvinga fram ett slutförande av ett projekt som är halvgjort.[643] För samtliga V-områden gäller dessutom en anmälningsplikt för ”jordflytt”, d.v.s. att den förorenade jorden flyttas från den aktuella fastigheten.[644] Kommunen ska ge anvisningar om hur jorden ska bortskaffas. JFL innehåller också med en allmängiltig stopplikt för bygg- eller jordarbeten vid upptäckten av föroreningar i områden som inte är kartlagda, samt en kompletterande anmälningsplikt i MBL.[645]

JFL bygger på en viss acceptans av förorenade mark på så vis att endast vissa, högt prioriterade områden ska efterbehandlas. Övriga förorenade områden får man leva med. I dessa ska insatser istället kunna sättas in som syftar till information och till att avskärma föroreningarna från befolkningen. Därför har amtsråden befogenhet att meddela vissa generella föreskrifter i kartlagda områden.[646] Föreskrifterna får dock enbart avse mindre kostbara åtgärder som ska vidtas av fastighetsägarna, t.ex. att hägna in eller täcka över allmänt tillgängliga arealer. Miljömyndigheten får även meddela allmänna råd för områden som används för bostadsändamål och liknande.

5.3.3.3 Ambitionen i efterbehandlingsarbetet

När det gäller ambitionsnivån för det offentligt finansierade efterbehandlingsarbetet är det en klar skillnad mellan ADL och JFL. ADL arbetade med två ambitionsnivåer. En lägre nivå gällde för ”frigivelse” för ändrad markanvändning; denna var inriktad på att föroreningarna inte skulle utgöra någon fara för människor eller miljö vid den tilltänkta användningen av marken. En helt annan och högre nivå gällde som förutsättning för att område skulle avregistreras som affaldsdepot; området skulle då vara ”rent” efter utförda åtgärder. I JFL har den förra nivån blivit huvudregel; nu ska det aktuella hotet som föroreningen utgör mot grundvattnet eller den mänskliga hälsan motverkas.[647] Som huvudregel kommer inte någon fullständig efterbehandling att ske. Detta kommer följaktligen att innebära att många

[643] 10-11 §§ JFL.
[644] 50 § JFL.
[645] 71 § JFL, 21 § MBL.
[646] 9 § JFL.
[647] 23 § JFL.

efterbehandlade områden fortfarande kommer att ingå i kartläggningssystemet, med de rättsverkningar som det medför.

Den lägre ambition som gäller för det offentliga miljövårdsarbetet på detta område har även betydelse för enskilda aktörer. De krav som kan ställas på den som söker tillåtelse för exploatering m.m. i ett kartlagt område får inte gå utöver denna nivå.[648] Denna ambition är också den som gäller vid den efterbehandling som den enskilde bostadsägaren kan kräva enligt de nuvarande ”værditap”-reglerna i 4 kap. JFL.[649]

Här bör det dock observeras att det offentligas insatser enligt JFL är inriktade på miljöskulder förfluten tid. När kraven enligt JFL ställs på förorenaren är ambitionsnivån istället grundad på ”genopretningsprincippet”, d.v.s. motsvarande den som gäller för MBL. Förorenarens ansvar – som dock endast gäller framåt i tiden – är att ”genoprette den hidtidige tilstand eller foretage tilsvarende afhjælpende foranstaltninger”, d.v.s. att återställa miljön. Omfattningen av kravet ska dock avgöras efter ett visst skön, i enlighet med proportionalitetsprincipen.[650]

5.3.4 Plikterna

5.3.4.1 Förorenarens ansvar

JFL:s ansvarsregler finns i 5 kapitlet. Enligt dessa gäller ett ”ubetinget forureneransvar” som är oberoende av skadeståndsrättsliga faktorer.[651] De förvaltningsrättsligt grundade plikterna är alltså oberoende av subjektiva faktorer (oaktsamhet) hos förorenaren. De är också oberoende av hur föroreningen har skett, med undantag för force majeur-situationer, brand och ”hærverk” (vandalism). Ansvaret omfattar dock endast den som driver eller har drivit en verksamhet eller anlagt en anläggning i näring eller i offentlig regi. När det gäller pågående verksamheter kan vidare kraven enligt JFL göras bindande för efterkommande verksamhetsutövare genom tingslysning av förelägganden.[652] Som en uppsamlingsregel gäller att de förorenare som inte bedrivit verksamhet i näring eller offentlig regi ansvarar endast ”såfremt forureningen skyldes uforsvarlig adfærd eller en adfærd, der er omfattet af strengere ansvarsregler tilfølge anden lovgivning”.[653] Innebörden är att dessa

[648] 8 § 4 st. 1 och 2 pp. JFL. Till detta kommer dock att exploatörens åtgärder inte heller får medföra att en offentligt finansierad efterbehandling i framtiden omöjliggörs eller avsevärt fördyras (8 § 4 st. 3 p. JFL). Se vidare FT 1998-99 A s. 4332 och Pagh i JFL-kommentaren sid. 127.
[649] 30 § JFL.
[650] 1 § 2 st. p. 5 och 41 § 1 st. JFL, jfr. 4 § 4 st. och 69 § 1 st. 2 p. MBL, se FT 1998-99 A s. 4340f och 4046.
[651] 41 § JFL, FT 1998-99 A s. 4308f.
[652] 45 och 46 §§ JFL.
[653] 41 § 2 st. 2 p. JFL.

mindre förorenare blir ansvariga endast vid oaktsamhet i skadeståndsrättslig betydelse, eller om de omfattas av någon skadeståndsregim med strikt ansvar. Eftersom sådant ansvar i Danmark främst förekommer i samband med större, listade verksamheter (MEL) eller transporter, torde det senare sällan bli fallet.

När det gäller fördelningen av plikterna mellan flera förorenare innehöll 1998 års lagförslag en regel om solidariskt ansvar. Denna modifierades emellertid i folketingsbehandlingen och nu är grundregeln i JFL istället att var och en förorenare ska stå för sin egen andel.[654] Om andelen inte klart kan bestämmas, kan miljömyndigheten enligt förarbetena till lagen göra en skönsmässig uppskattning.[655] Avgörande faktorer i denna bedömning kan vara typen av verksamhet, hur länge som adressaten har bedrivit den, vilka substanser och slags avfall som hanterats o.s.v. Om vars och ens andel inte kan uppskattas, ska fördelningen ske efter huvudtal. Kraven på förorenarna kan läggas ut som en andel av kostnaderna för undersökningen eller efterbehandlingen av området. Undantagen från ansvar är endast den som bidragit med en obetydlig del av föroreningarna i området (”ubetydeligt omfang”). Huvudregeln om fördelning efter vars och ens andel bygger emellertid på att förorenarna kan samverka om miljövårdsåtgärderna i ett område. Detta förutsätts ske efter det att miljömyndigheten meddelat ett första föreläggande om fördelningen av ansvaret inom ett område. Om förorenarna inte kan enas hur detta ska genomföras, kan myndigheten gå vidare och meddela ett andra föreläggande, nu mot en av dem.[656] Därvid ska kraven riktas emot den som stått för den största andelen. Om alla har stått för lika mycket, ska istället föreläggandet riktas emot den förorenaren som råder, eller sist rådde, över området. Den som på detta viset har fått stå för de andras ansvar, kan söka kostnadstäckning av dessa efter vars och ens andel i föroreningen.

5.3.4.2 Markägarens skyldigheter

När det gäller markägare som brukare av oljetankar, återförs rättsläget till hur myndigheterna uppfattade det före domarna i Rockwool- och Alborgsakerna. Har en sådan markägare använt tanken kan han åläggas att stå för de undersökningar och saneringsåtgärder som behövs oavsett om föroreningen har orsakats av något fel eller försummelse från hans sida.[657] Detta ”ubetingede” markägaransvar i JFL kompletteras av en obligatorisk försäkringsplikt för villatankar, d.v.s. sådana som rymmer mindre än 6 000 liter olja.[658]

---

[654] 43 § JFL.
[655] FT 1998-99 A s. 4348ff.
[656] Pagh i JFL-kommentaren sid. 276ff.
[657] 48 § JFL.
[658] För oljetankar över denna mängd gäller istället MEL.

Lagstiftaren har också i JFL slutligen tagit ställning för något som är självklart i andra europeiska lagstiftningsregimer på detta område; förorenaren kan tvingas att undersöka och efterbehandla även sådan mark som han inte har rådighet över.[659] I samma bestämmelse regleras också markägarens ställning i dessa sammanhang. Om denne inte går med på att dessa åtgärder vidtas, kan han tvingas till detta genom ett ”tåle-påbud”. Med denna regel kunde den rättsliga ”skvadern” i 84 a § MBL utmönstras såsom onödig. Slutligen kan noteras att miljömyndigheterna har kvar möjligheten från att ADL att i under vissa fall kunna begära expropriation av fastigheten.[660]

5.3.4.3 Undersökningar

Undersökningsplikten i JFL motsvarar den som finns i MBL.[661] Ett krav på undersökning av ett område kan ställas utifrån en *misstanke* att ett område är förorenat.[662] I ett sent skede i lagstiftningsärendet infördes dock en regel som innebär att miljömyndigheten kan bli skyldig att ersätta adressaten för de kostnader som sådana undersökningar fört med sig.[663] Så blir nämligen fallet om undersökningarna visar att området inte är förorenat, eller att föroreningarna där inte helt eller delvis kan hänföras till adressaten. Det bör även observeras att ansvarsgrunden för undersökningsplikten följer av de övriga bestämmelserna i JFL, vilket betyder att en ”obetingad” skyldighet i detta avseende endast gäller för förorenare som bedrivit verksamhet i näring eller i offentlig regi efter ett viss datum. För övriga förorenare gäller JFL:s oaktsamhetsregel, eller att ansvaret bedöms enligt MBL.

5.3.4.4 Förvaltningsrättslig grund

JFL bygger på att kraven mot lagens adressater främst ska genomföras genom förelägganden (”påbud”) som är straffsanktionerade.[664] Till detta kommer att miljömyndigheterna har möjlighet att under vissa omständigheter själv utföra åtgärderna på den felandes bekostnad och därefter begära kostnadstäckning. Dessa krav är som sagt entydigt förvaltningsrättsliga:[665]

---

[659] 44 § JFL.
[660] 22 § 2 st. JFL.
[661] 40 § JFL, jfr. 72 § MBL, se avsnitt 5.1.4.3.
[662] I lagtexten talas om en ”mulig forurening” och ”eventuell forurening”, vilket enligt Pagh talar för denna tolkning. Av hans redogörelse av lagstiftningsärendet framgår dock att detta inte självklart var Folketingets avsikt (Pagh i JFL-kommentaren, på sid. 234ff).
[663] 76 § 4 st. JFL.
[664] 88 § 1 st. 1 p. JFL.
[665] FT 1998-99 A s. 4308, se även sid. 4365.

> ”På denne baggrund er nærværende lovforslag udformet efter det hovedprincip, at for at kunne meddele påbud efter lovforslaget, er det alene en forudsætning, at der er hjemmel i lovforslaget til at stille krav om undersøgelse og oprydning af en jordforurening og/eller fare for jordforurening, at lovforslagets formålsbestemmelse inddrages i fortolkningen og i fastlæggelsen af retsfølgen, og at den konkrete hjemmel anvendes i overensstemmelse med de forvaltningsretlige principper og grundsætninger. De undersøgelses- og oprydningspåbud, som miljømyndighederne efter lovforslaget kan pålægge forurenere, er således udelukkende baseret på offentligretlige, særligt miljømæssige hensyn. Det er således alene hensynet til miljø i form af beskyttelse af drikkevandsressourcer, vandløbskvalitet mv. og til sundhed i form af beskyttelse af børn og voksne mod sundhedskadelige påvirkning fra forurenet jord, der kan begrunde et påbud efter lovforslaget.”

Enligt dessa förarbetesuttalanden gäller rent allmänt att JFL är en förvaltningsrättslig regim där skadeståndsrättsliga principer som culpa, förutsebarhet, orsakssamband och liknande saknar betydelse. Lösningen har valts av effektivitetsskäl med tanke på de intressen som ska tillvaratas genom lagstiftningen.[666] Detta hindrar dock inte att det i lagen också finns regler som tagit intryck av civilrättsliga konstruktioner, såsom oaksamhetsbedömningar, god tro och solidariskt ansvar. För att göra det möjligt att använda dessa faktorer i ett förvaltningsrättsligt system, har den danske lagstiftaren försökt att knyta de civilrättsliga konstruktionerna till objektiva fakta; den onda tron förutsätts uppstå genom tingslysning och fördelningen mellan flera förorenare sker enligt en fast modell. I vissa avseenden uppstår emellertid mindre övertänkta kollisioner mellan de båda regeltyperna; lagstiftaren har t.ex. inte förklarat hur kraven på undersökningar ska kunna riktas mot en ”mulig forurener” när miljömyndigheten samtidigt måste visa att han varit oaktsam.

5.3.5 Kraven i tiden

När det gäller miljökravens giltighet i tiden uppvisar JFL en mycket splittrad bild. Utgångspunkten är att kraven endast gäller efter ikraftträdandet av lagen eller ännu längre fram i tiden. Huvudregeln är att lagen trädde i kraft den 1 januari 2000.[667] Den centrala bestämmelsen om ett ”obetingat” ansvar för förorenaren gäller dock endast för föroreningar som skett efter den 31 december 2000.[668] För föroreningar som skett före denna tidpunkt gäller istället MBL (med vissa tillägg). Det är miljömyndigheten som måste visa att en förorening åtminstone i huvudsak kan hänföras till den nya ansvarsregeln.[669]

[666] FT 1998-99 A s. 4319f, se även Pagh i JFL-kommentaren sid. 221.
[667] 94 § 1 st. JFL.
[668] 41 § JFL.
[669] 42 § JFL.

De civilrättsliga reglerna om preskription gäller inte för krav enligt JFL. Här finns istället en egen tidsregel som innebär att påbud inte kan meddelas när det gått mer än 30 år efter att användningen av den förorenande produktionsmetoden eller anläggningen har upphört.[670]

Det objektiva ansvaret för oljeskador som orsakats av läckande villatankar är annorlunda konstruerat. Det gäller istället om en sådan förorening *konstateras* efter den 1 mars 2000 och dessutom bara om tanken då är i bruk.[671]

JFL innehåller också en del bestämmelser som har betydelse för befintlig förhållanden. Jordforureningsutvalget hade i denna del föreslagit relativt enkla och klara regler som innebar att man tog ställning för att lagen i vissa avseenden skulle få en viss tillbakaverkande effekt. Denna inställning modifierades redan under departementsbehandlingen av förslaget, för att ytterligare försvagas under Folketingets behandling av lagstiftningsärendet. Så hade utredningen förslagit att regeln om förorenarens tillträde skulle gälla alldeles oavsett när föroreningen hade skett och oavsett när rådigheten hade upphört. Efter kritik gick lagstiftaren från detta förslag och bestämde istället att kraven mot förorenaren endast kunde omfatta sådan mark som han hade rådighet över senast när lagförslaget *offentliggjordes* (”fremsættes”), vilket skedde den 10 februari 1999. Motsvarande bestämdes angående markägarens ”börda”; tåle-påbud enligt JFL kan endast meddelas för sådan mark som han förvärvat efter denna tidpunkt.

Än mer komplicerat blev det när det gällde undersökningsplikten enligt JFL.[672] Jordforureningsutvalget föreslog att undersökningsplikten endast skulle gälla framåt i tiden, dessförinnan skulle motsvarande bestämmelse i MBL gälla.[673] I det första lagförslaget blev ordningen istället att föreläggan-den om undersökningar kunde meddelas ”uanset hvornår en mulig forurening er sket”, d.v.s. före ikraftträdandet av såväl JFL som nu gällande MBL (1992). I förarbetena uttalades klart att bestämmelsen kunde få retroaktiv effekt, nämligen om Højesteret ändrade Østre Landsrets dom i Shell-saken.[674] I folketingsbehandlingen bytte emellertid regeringen fot och gjorde en utfästelse som innebar att om Højesteret fann att undersökningsplikten enligt MBL endast var tillämplig på förorening som skett efter ikraftträdandet av den lagen, skulle motsvarande begränsning även gälla för JFL. Højesterets avgörande kom en månad efter folketingsbehandlingen av JFL och innebar att undersökningplikten enligt MBL fick just denna, tidsmässiga

[670] 41 § 4 st. JFL.
[671] 48 § JFL. Denna tidpunkt framgår inte direkt av paragrafen utan av en särskild förordning (bekendtgørelse 94/2000). Tidpunkten för konstaterandet av föroreningen kan ofta ske utifrån den anmälan som markägaren är skyldig att göra enligt 21 § MBL.
[672] 40 § JFL.
[673] 72 § MBL.
[674] FT 1998-99 A s. 4314, se redogörelsen för Shell-saken i avsnitt 5.2.3.3.

avgränsning. I enlighet därmed gjordes därefter ett tillägg i JFL, vilket dock kom att spegla en kompromiss mellan de åsikter som rymdes inom Højesterets majoritet; kravet på undersökningar kan riktas mot *avslutade* verksamheter, dock ej ”hvis den mulige udledning fra en forureners virksomhed eller anlæg er ophørt før den 1. Januar 1992”.[675] Samtidigt uttalade regeringen att om Højesteret så småningom skulle fastslå att krav på undersökningar enligt MBL endast kan riktas mot pågående verksamheter, ska motsvarande ändringar göras även i JFL.[676]

[675] 40 § 2 st. JFL.
[676] Folketinget 17/12-00, L 91; Forslag til lov om ændring af lov om forurenet jord. (Påbudsadgang vedrørende undersøgelser), se Pagh i JFL-kommentaren sid. 233f och 338f.

5.4 Summering och kortfattade slutsatser

Förvaltningsrätt och/eller skadeståndsrätt

I Danmark uppmärksammades redan i början av 1980-talet att föroreningar i mark och vatten var ett miljöproblem som krävde särskild reglering. Med lagstiftningen om ”affaldsdepoter” byggdes tidigt upp ett system med registrering av särskilt förorenade områden. Ansvarsfrågorna skulle avgöras enligt 1973 miljøbeskyttelsesloven (MBL), som förnyades 1991. Den rättspraxis som utvecklades under MBL visade emellertid att reglerna hade begränsad användbarhet i flera avseenden. Till viss del berodde detta bristande instrumenteringen i lagen som bl.a. gjorde att den inte gick att tillämpa mot verksamheter som var avslutade, eller för att åtgärda föroreningar som låg utanför verksamhetsområdet. Men det berodde också på att de allmänna domstolarna tolkade in skadeståndsrättsliga faktorer såsom culpa och preskription i MBL:s ansvarsregler. Denna domstolspraxis resulterade i oklarheterer i det förvaltningsrättsliga systemet, något som försvårade de miljömyndigheternas arbete med förorenade områden.

En positiv effekt av blandningen av skadeståndsrättsliga och förvaltningsrättsliga regler på detta område i Danmark är emellertid att miljömyndigheterna har tillgång till de förra, där de senare inte räcker till. Härvid har man uppnått en position som motsvarar den som de nederländska myndigheterna har i enlighet med ”the two road doctrine”. Innebörden är att myndigheten kan uppträda som skadelidande i förhållande till förorenaren, så länge som den tillvaratar det skyddsintresse som lagen anvisar. Så kan man begära ersättning på skadeståndsrättslig grund för utgifter för undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Detta har inneburit att myndigheternas möjligheter att ställa krav med avseende på förorenade områden i viss mån har utökats i förhållande till den trånga kostym som MBL har erbjudit.

Lagstiftningsregimens utformning

För att modernisera lagstiftningen om förorenade områdena introducerades den 1 januari 2000 en ny regim på detta område, jordforurensningsloven (JFL). Avsikten med denna lagstiftning var också att råda bot på de mest påtagliga bristerna med instrumenteringen i MBL. JFL innebär dessutom ett erkännande av den omorientering som de danska miljömyndigheterna har gjort de senaste åren angående ambitionen för miljöarbetet med de förorenade områdena. JFL:s inriktning är att det är fråga om ett miljöproblem som samhället får lära sig att leva med. Visserligen ska alla områden som på goda grunder kan misstänkas vara förorenade kartläggas och registreras. Dock ska de offentliga insatserna därefter inriktas endast på vissa

områden som är särskilt skyddsvärda p.g.a. dricksvattenintressen eller känslig markanvändning. I dessa områden ska miljömyndigheterna gå vidare med undersökning och eventuellt efterbehandling. Ambitionen i det offentliga miljöarbetet ska emellertid vara lägre än tidigare på så vis att åtgärderna ska inriktas på att motverka det aktuella hot som föroreningarna utgör, exempelvis genom att isoleras. Som huvudregel kommer inte fullständig efterbehandling att ske.

Systemet med tillstånd för exploatering och byggnationer skärps med avseende på känslig markanvändning inom alla kartlagda områden, men lindras i övriga avseenden. I samband med sådana tillstånd kan miljömyndigheterna ge olika villkor för att reglera såväl dagens miljösituation, som att motverka att framtida efterbehandling äventyras. Även i andra avseenden är lagstiftningsregimen avancerad. Så finns här regler som syftar till att motverka spridning av miljöproblemet genom ”jordflytt” och en möjlighet att ge allmängiltiga föreskrifter i kartlagda områden. Det finns emellertid också delar av regleringen som framstår som mindre lyckade. Ett exempel på detta är en återbetalningsregel vid krav på undersökningar som kan resultera i att utredningsbördan istället hamnar på miljömyndigheterna. Andra oklarheter har att göra med att vissa skadeståndsrättsliga faktorer inte fungerar i den förvaltningsrättsliga omgivningen.

Förorenarens ansvar

JFL bjuder ett strängt och förvaltningsrättsligt grundat ansvar för den som efter utgången av år 2000 orsakar föroreningar genom verksamhet i näring eller i offentlig regi. Detta ansvar är oberoende av civilrättsliga faktorer som culpa och preskription. Ansvaret släcks dock ut trettio år efter det att användningen av den förorenande produktionsmetoden eller anläggningen upphört. De krav som kan ställas på förorenaren är dessutom högre än den som används vid offentligt finansierad efterbehandling eftersom ansvaret syftar till ”genopretning” av det förorenade området. För de föroreningar som inte uppstått genom verksamhet i näring eller offentlig regi gäller istället ett skadeståndsrättsligt oaktsamhetsansvar. JFL innehåller även en fördelningsregel för flera förorenare som kan sägas bygga på en blandning av ett ”modifierat” solidariskt ansvar med kanalisering till senaste eller störste förorenaren.

Markägarens skyldigheter

Den traditionella miljörätten på detta område i Danmark innehåller inget strängt eller strikt markägaransvar. 1994 års miljøerstatningslov medför dock ett strikt ansvar för vissa större anläggningar. I denna del medför JFL en nyhet med ett ”obetingat” ansvar för den som äger mindre oljetankar för uppvärmning av bostäder. Detta ansvar – som gäller för markföroreningar

som konstaterats efter utgången av februari 2000 – är förenat med en motsvarande och obligatorisk försäkringsplikt. Den speciellt danska ordningen med offentligt finansierad efterbehandling av bostäder som riskerar ”værditap” bibehålls.

Miljökraven i tiden

Den tidsmässiga avgränsningen av kraven i JFL har berett den danska lagstiftaren åtskilligt med huvudbry. I strävan efter att undvika retroaktiv lagstiftning är det bestämt en rad olika datum för reglernas tillämpning. Ansvarsreglerna gäller i huvudsak endast framåt i tiden. För tiden dessförinnan gäller istället MBL. I enlighet med de senare reglerna gäller en separat tidsgräns för undersökningsplikten (1992). Till detta kommer en särskild tidsgräns för förorenarens rådighet över den mark som behöver undersökas och efterbehandlas. Denna innebär att han inte – trots att han är ansvarig enligt MBL – inom ramen för det förvaltningsrättsliga systemet kan åläggas att göra något på mark som han inte haft rådighet över den 10 februari 1999.

6 Utblick i övriga Europa

6.1 Inledning

Den första delen av detta kapitel innehåller en redogörelse för lagstiftningen om förorenade områden i några av de europeiska länder som inte tidigare berörts i studien. Länderna är Norge, Finland, Tyskland, Belgien, Frankrike, Spanien och Italien. Redogörelsen är mycket kortfattad och endast inriktad på en översiktlig beskrivning av de lagar som är tillämpliga, samt om förhållandet mellan de offentligrättsliga och de skadeståndsrättsliga reglerna på området. I avdelning II återkommer jag till intressanta enskildheter i några av dessa lagstiftningsregimer.

Den andra delen av kapitlet ägnas åt EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador. Dokumentet kommer rimligen att spela en betydande roll i den rättsliga diskussionen på detta område de närmaste åren.

6.2 Andra europeiska länder

6.2.1 Rättsliga syskon i Norden

Norsk miljörätt har stora likheter med den svenska före tillkomsten av miljöbalken. Någon särskild lagstiftning om förorenade områden finns inte. Denna fråga regleras istället genom 1981 års forurensningslov (FL), vilken i stora drag motsvarar den ursprungliga utformningen av vår miljöskyddslag. Här återfinns alltså främst förvaltningsrättsliga bestämmelser, men också ett kapitel om skadestånd för miljöskada. Den grundläggande kravregeln finns i 7 §, som har följande lydelse:

> ”Ingen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning uten at det er lovligt etter § 8 eller 9, eller tillatt etter vedtak i medhold av § 11.
>
> Når det er fare for forurensning i strid med loven, eller vedtak i medhold av loven skal den ansvarlige for forurensning sørge for tiltak for å hindre at den inntrer. Har forurensningen inträdt skal han sørge for tiltak for å stanse, fjerne eller begrense virkningen av den. Den ansvarlige plikter også å treffe tiltak for å avbøte skader og ulemper som følge av forurensningen eller av tiltakene for å motvirke den. Plikter etter dette ledd gjelder tiltak som står i et rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås. (…).”

Regeln innebär en förvaltningsrättsligt grundad, allestädes närvarande plikt att vidta åtgärder när ett förhållande innebär fara för förorening. Såväl preventiva som reparativa krav ställas mot lagens adressater. Dessa är av två slag; förorenare och markägare, i nämnd ordning. Lokutionen ”ingen må ha…noe som kan medføre fare for forurensning” har i rättspraxis medfört ett allmängiltigt ansvar för de senare som påminner om det ansvar som svenska markägare har i ”förvaringsfall.”[677] Markägarens ansvar gäller för ”allt” han har på sin mark, under förutsättning att det är ett resultat av mänsklig aktivitet och utgör en fara för miljön. Plikten enligt 7 § förutsätter vare sig straffbar eller ersättningsgrundande handling och är inte heller föremål för preskription. Däremot ska de krävda åtgärderna avgöras efter en skälighetsavvägning (”rimelig forhold”) som är relativt fri. Även reglerna om kostnadstäckning (”refusion”) är oberoende av civilrättsliga begrepp, något som klargjordes redan under lagstiftningsarbetet.[678] Istället för att använda sig av reglerna om refusion, kan miljömyndigheten använda sig av de civilrättsliga reglerna i 8 kap. FL. Här ges nämligen en särskild talerättsregel till förmån för myndigheter och miljöorganisationer som vill ha skadestånd för

[677] Bugge i Forurensningsansvaret, sid. 253-255 och 447. Angående det svenska förvaringsansvaret, se avsnitt 2.2.4. Denna typ av markägaransvar diskuteras även i avsnitt 10.3.
[678] Bugge i Forurensningsansvaret sid. 262.

ekologisk skada.[679] I övrigt ges i detta kapitel en skadeståndsregim med strikt ansvar för ”forurensningsskade”.

I Finland finns inte heller någon särskild lagstiftning för förorenade områden. Bestämmelser om detta ingår istället i 1994 års avfallslag (Jätelaki). Även finsk miljörätt utgår från en förvaltningsrättslig modell. Det är alltså främst med stöd av denna som miljömyndigheterna kan agera för att kräva reparation av skadade miljöer.[680] Vissa lagar av modernare snitt innehåller emellertid alternativa instrument. Så kan myndigheten agera på skadeståndsrättslig grund enligt bestämmelser både i lagstiftningen om oljeskador till sjöss och gentekniklagen.[681] Även i 1995 års finska miljöskadelag finns en regel om skadestånd för skälig återställning av ekologisk skada där miljömyndigheterna har fått en sådan, uttrycklig talerätt.[682]

6.2.2 Tyskland

Den tyska lagstiftningen på detta område utgår från ett strikt förvaltningsrättsligt (politirättsligt) synsätt och miljömyndigheterna är utestängda från skadeståndsrättsliga remedier.[683] I Tyskland är denna klara boskillnad mellan de två rättsområdena ett medvetet val från lagstiftarens sida. Den underliggande filosofin är att det allmänna intresset av god miljö bäst tillvaratas med administrativa medel.[684]

Miljömyndigheternas krav på reparation av miljöskador ställs alltså i Tyskland i offentligrättslig lagstiftning. Traditionellt har detta skett i delstatliga lagar av politirättslig natur. I den rättspraxis som utvecklats i förvaltningsdomstolarna har dessa bestämmelser tolkats uteslutande i enlighet med förvaltningsrättsliga principer. Civilrättsliga analogier har i princip avvisats, t.ex. när det gäller den rättsliga grunden för ansvar och preskription.[685] Detta har även varit utgångspunkten i de delstater som haft egen lagstiftning om förorenade områden, t.ex. Hessen.

---

[679] 58 § FL, kompletterad av 62 § som stadgar att eventuellt skadestånd måste användas för att återställa den skadade miljön.
[680] Ekroos & Ekroos i Legal aspects of soil pollution (Finland), sid. 108ff.
[681] Dessa lösningar kallar Hollo för ”atypiska”. Hollo i Håndhævelse, sid. 182, 205.
[682] 6 § finska miljöskadelagen.
[683] Pfennigstorf 1997 sid. 134, 137 och 142. Se även Larsson 1997 sid. 497f. och Larsson 1999 sid. 504f . Jag har emellertid också uppfattat det som så att staten kan kräva skadestånd för skador på ”sin” egendom. Detta gäller inte bara sådant som man äger, utan även sådan egendom som man förvaltar. Ett exempel på detta ur rättspraxis är trafikskadade träd som staten förvaltade i sin egenskap som väghållare (se Pfennigstorf 1997 sid. 139f.).
[684] McKenna-rapporten (Rodewoldt) på sid. 93. Traditionellt har uppdelningen mellan rättsområdena också att göra med fördelningen av lagstiftningskompetensen på förbundsnivå resp. Länder-nivå.
[685] Se Martens i EL 1997 (CS58; Germany) angående ett avgörande av högsta förvaltningsdomstolen i Mannheim den 3 mars 1996. Avgörandet är även kommenterat i Tromans

Sedan mars 1999 finns förbundslagstiftning på området. Då trädde den tyska jordskyddslagen, Bundes-Bodenschutzgesetz (BbodSchG) i kraft. Avsikten med en gemensam lag för hela Tyskland är att åstadkomma klara ansvarsregler samt en harmonisering när det gäller försiktighetsregler för markanvändningen i förorenade områden och målsättningen för efterbehandling.[686] Delstaterna kan dock komplettera lagen med egen lagstiftning i skärpande riktning.

Lagen inehåller definitioner, allmänna principer och skyldigheter samt regler för användning av förorenade områden och jordmassor. Den är tillämplig på allt slags förorenad mark, såväl gamla avfallstippar, som industriområden.

Adressat för krav på undersökning och efterbehandling av dessa områden är förorenaren (”Handlungsstörer”), den som med egna åtgärder påverkar föroreningarna i marken och markägaren (”Zustandsstörer”). Det är fråga om ett offentligrättsligt ansvar och i enlighet med med den traditionella inställningen kan miljömyndigheten välja adressat efter eget skön.[687] Även i denna lagstiftning återfinns alltså ett strängt markägaransvar för vad han har på sin fastighet. Till detta kommer restriktioner för markanvändningen i förorenade områden och även för markanvändning som kan orsaka förorening. Dessa restriktioner utlöser inte någon rätt till ersättning för de drabbade markägarna, utom i vissa fall för enskilda jordbrukare.

Miljömyndigheterna på delstatlig nivå ska stå för inventering av sådana områden som är misstänkt förorenade. När sådan misstanke har bekräftats, är det sedan adressatens ansvar att gå vidare. I en särskild förordning, Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BbodSchV), ges detaljerade bestämmelser om undersökning och efterbehandling av förorenade områden samt planer för dessa åtgärder. Här ges också olika gränsvärden för förekomsten av olika substanser i mark och grundvatten.

Ambitionsnivån för efterbehandlingen enligt BbodSchG är full återställning av den förorenade marken. Vägledande för denna bedömning ska vara den planerade markanvändningen och skyddet av vattenresurserna. Hänsyn till den enskilde adressaten tas i enlighet med proportionalitetsprincipen.[688] Om återställning visar sig tekniskt omöjlig att genomföra eller oskäligt kostbar kan också s.k. ICM-metoder accepteras. Ambitionsnivån är också lägre ställd om föroreningarna uppträtt före jordskyddslagens ikraftträdande.[689]

1999, sid 125. Pfennigstorf (1997) hänvisar till ett avgörande av Munchens förvaltningsdomstol från 1986 (sid. 133). Mer om det förstnämnda avgörandet i avsnitt 9.4.3.

[686] Martens i EL 1998 sid. 176. Se även Sanden, J & Freier i ConSoil 1998 (sid. 43, även landgenomgången på sid. 1235).

[687] Sanden & Freier i a.a., sid. 45.

[688] Se Pape & Schillhorn i Legal aspects of soil contamination (Tyskland), sid. 165.

[689] Jag återkommer till denna fråga i avsnitt 7.4.2.

Traditionellt har regler som varit tillämpliga på miljöskada i civilrättsliga sammanhang funnits i den allmänna civillagen (Bürgerliches Gesetzbuch, BGB) och lagen om hushållning med vattenresurser (Wasserhaushaltsgesetz). Ansvaret i dessa lagar är culpa-baserat. Sedan 1991 finns också en särskild miljöskadelag som grundar en regim med strikt ansvar för vissa, listade aktiviteter (Umwelthaftungsgesetz). Enligt denna kan skadestånd även utgå från skäliga kostnader för att återställa en skadad miljö.[690] Förutsättningen för sådant skadestånd är emellertid att kostnaden har ett samband med en sakskada som drabbat ett enskilt rättsubjekt. Miljömyndigheterna kan alltså inte använda denna bestämmelse för att kräva kostnadstäckning för miljövårdsåtgärder i förorenade områden.[691]

Avslutningsvis kan nämnas att det pågår en diskussion i Tyskland om att samla miljölagstiftningen i en särskild miljöbalk. I detta sammanhang har det förslagits en möjligheten för miljömyndigheterna att använda sig de civilrättsliga skadeståndsreglerna för att få kompensation för miljöskada. I de fall som myndigheterna använder sig av dessa regler, skulle de offentligrättsliga möjligheterna kopplas ur.[692]

6.2.3 Belgien

Belgien är en federation med tre, delvis självständiga, regioner med lagstiftningskompetens (Flandern, Vallonien och Bryssel). Viss lagstiftning av central betydelse är gemensam för hela landet, bl.a. den allmänna civillagen (Code Civil). I denna finns de traditionella reglerna om skadestånd, där ansvaret väsentligen är culpa-baserat.[693] Miljömyndigheterna kan dock inte använda sig av dessa regler för att få kostnadstäckning för miljövårdsåtgärder i förorenade områden. Detta fastställdes redan under 1970-talet genom den s.k. Walter Key-domen.[694] I denna uttalade den belgiska högsta domstolen nämligen att uttryckligt lagstöd krävs för att myndigheten ska kunna få ersättning för kostnader som den ådragit sig vid utövandet av sina lagstadgade skyldigheter, även om den som orsakade föroreningen hade varit oaktsam i skadeståndsrättslig mening.[695] Även om domstolen sedan dess har modifierat sin ståndpunkt något, krävs fortfarande att förorenarens ansvar är fastställt i lag.[696] Sådant lagstöd finns numera i den offentligrättsliga lagstift-

[690] § 16 UmweltHG.
[691] Limburger 1997 sid. 10.
[692] Pfennigstorf 1997 sid. 141. För förslaget i sin helhet, se Environmental Code (Umweltgesetzbuch – UGB) – Draft. (Tyska miljödepartementet.) Duncker & Humblot, Berlin 1998.
[693] Art. 1382 Code Civil.
[694] Cour de Cassation 28/4-78, Rechtskundig Weekblad, 1978-79, 1695.
[695] Bocken i Harm to the environment, sid. 154f, 158. Se även Betlem & Fauré 1998 sid. 868.
[696] Deketelaere & Deketelaere i Legal aspects of soil pollution (Belgien), sid. 47.

ningen på regional nivå, bl.a. i den flamländska Bodemsaneringsdecreet från 1995 (BSD).

BSD är ett utförligt regelverk om undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Förutom de sedvanliga definitionerna i sammanhanget, finns här en omfattande katalog med plikter; miljömyndigheten (OVAM) ska genomföra inventeringar, markägare och förorenare ska undersöka och efterbehandla förorenade områden, industriområden måste undersökas före överlåtelse och när vissa verksamheter avslutas, efterbehandlingsexperter måste anlitas o.s.v.

När det gäller ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna skiljer sig reglerna något, beroende på om det är fråga om ”historisk” eller ”ny” förorening. Detta avgörs utifrån om föroreningarna ”uppträtt”[697] före resp. efter ikraftträdandet av BSD, d.v.s. den 29 oktober 1995. För de nya föroreningarna gäller att dessa områden ska efterbehandlas så snart som vissa gränsvärden för de ingående substanserna överskrids. För de historiska gäller att de ska efterbehandlas om föroreningarna utgör en allvarlig risk för människor eller miljön.

Vad som är särpräglat med BSD, jämfört med många av de regimer som beskrivits ovan, är att den flamländska lagen skiljer på efterbehandlingsskyldiga och ansvariga.[698] De förra är de personer som är direkta adressater för lagens krav på miljövårdsåtgärderna. De ansvariga är de som i enlighet med skadeståndsreglerna i BSD och i Code Civil i slutänden ska stå för kostnaderna för dessa åtgärder.

Som efterbehandlingsskyldig räknas först och främst verksamhetsutövaren i de fall som det är fråga om ett förorenat område där det för stunden bedrivs en tillstånds- eller anmälningspliktig miljöfarlig verksamhet (”listverksamhet”).[699] I alla andra fall är den som äger fastigheten där föroreningen uppträder efterbehandlingsskyldig, om han inte kan visa att någon annan de facto råder över marken. Innebörden av efterbehandlingsskyldigheten är som sagt att dessa personer får utföra åtgärderna och bära kostnaderna inledningsvis. Den efterbehandlingsskyldige är därefter hänvisad till att söka de ansvariga åter genom regresstalan. Eftersom det kan vara svårt att vinna framgång med en sådan talan, innebär denna ordning att det är stor risk att den efterbehandlingsskyldige ändå slutligen får bära miljövårdskostnaderna. Därför finns ett undantag från efterbehandlingsskyldigheten som gäller för ”oskyldiga” verksamhetsutövare och markägare.[700] Som en sådan räknas den som själv inte har orsakat

[697] I de engelska förklaringstexterna används uttrycket ”occurred”.
[698] Se Bocken & Ryckbort & Deketelaere, sid. 236. Se även Deketelare & Deketelare i Legal aspects of soil pollution (Belgien), sid. 40.
[699] Secs. 10 och 31 BSD.
[700] Sec. 10(2) BSD.

föroreningen, och som när han förvärvade verksamheten eller fastigheten inte var medveten (inklusive borde-medvetande) om att området var förorenat. Om det är ny förorening gäller dessutom att det inte har pågått någon listad verksamhet i området efter utgången av 1992. För privatpersoner gäller dessutom att kunskaperna om föroreningarna i området inte spelar någon roll när området har förvärvats före 1993 och därefter inte använd till annat än privata ändamål. I de fall som undantaget för oskyldiga verksamhetsutövare och markägare är tillämpligt, får miljövårdsåtgärderna istället utföras av den flamländska miljömyndigheten.[701]

När det gäller det slutliga kostnadsansvaret finns en klar skillnad mellan historisk och ny förorening. För ny sådan gäller en separat skadeståndsregel i BSD som stadgar att ansvaret är strikt och att det i första hand ska bäras av den senaste verksamhetsutövaren (tillståndshavaren) när det är fråga om listverksamhet. I andra hand ska det bäras av den som orsakade föroreningarna.[702] För historisk förorening är ansvaret skadeståndsrättsligt grundat enligt Code Civil.[703] Definitionen av skada i Code Civil är vidsträckt och det är i teorin inget problem för myndigheterna att få ersättning för kostnader för undersökning och efterbehandling.[704] Det finns även en speciell summarisk process som myndigheten kan använda sig av för att snabbt få tillgång till de civilrättsliga remedierna.[705] Det traditionella skadeståndsansvaret förutsätter överlag culpa. Ansvaret träffar främst förorenaren, men även markägaren kan bli skadeståndsskyldig; dels för egen culpa vid passivitet, dels i enlighet med grannelagsrättsliga grunder då han försummar ett slags förvaltaransvar.[706] Eftersom detta ansvar har ansetts för strängt när det gäller föroreningar som markägaren har på sin fastighet, finns en allmängiltig undantagsregel i BSD. Denna gäller dock endast för ”oskyldiga” markägare, aldrig för verksamhetsutövare; om den förre är ”oskyldig” enligt definitionen ovan, har han endast att svara för preventiva åtgärder med avseende på föroreningarna på fastigheten. Slutligen ska nämnas om det är fråga om ”blandad” historisk och ny förorening som inte går att särskilja, ska ansvarsbedömningen göras efter de nya ansvarsreglerna.

[701] Deketelare & Deketelare i Legal aspects of soil pollution (Belgien), sid. 42.
[702] Sec. 25 BSD.
[703] Sec. 32(1) BSD.
[704] Bocken Harm to the environment, sid. 156.
[705] Deketelaere i Comparative environmental law in Europe, sid. 67, 69.
[706] I avsnitt 10.3 diskuterar jag den närmare innebörden av detta uttryck. Enligt art. 1384(1) Code Civil har markägaren ett ansvar för ”defect premises”, som i belgisk rättspraxis kommit att omfatta när föroreningar sprider sig från ett område till ett annat (Bocken i Harm to the environment, sid. 145). Jfr. även det s.k. Amer-målet i Nederländerna, se avsnitt 3.2.2.

6.2.4 Frankrike

I Frankrike finns ingen särskild lag om förorenade områden. Regler om sådana ges istället i annan lagstiftning, bl.a. i 1975 års avfallslagstiftningen. Dessutom finns regler om reparativt ansvar för större, listade verksamheter i en lag från 1976.[707] När dessa avslutas eller överlåts kan miljömyndigheterna beordra undersökningar och efterbehandling av de områden som har förorenats av verksamheten. Förorenade områden registreras i stor omfattning och överlåtelse av dessa är förenade med undersökningsplikt. De offentligrättsliga genomföranderegelna är svaga. Liksom i Belgien får miljömyndigheten istället förlita sig på att väcka talan med stöd av Code Civil.[708]

6.2.5 Spanien och Italien

I 1998 års spanska (nationella) avfallslag finns bestämmelser om inventering, registrering, undersökning och efterbehandling av förorenade områden.[709] Här finns även en ansvarshierarki som anger att främst ska förorenaren stå för åtgärderna, därefter nyttjanderättshavare och markägare i nämnd ordning. Även här skiljer man på historiska och nya föroreningar; för de förra gäller culpa-regeln, för de senare är det fråga om ett ansvar utifrån objektiva kriterier. Den nationella lagen kompletteras med regional lagstiftning, varav den baskiska är mest avancerad.

I Italien ges särskilda regler för förorenade områden i 1997 års avfallslag med ungefär samma räckvidd som de spanska reglerna. Här finns dock en uttrycklig ambition att så småningom utarbeta bindande gränsvärden för olika substanser i mark och vatten.[710]

I Spanien och Italien kan miljömyndigheterna använda sig av civilrättsliga instrument i sitt arbete. Italienska Corte di Cassazione var faktiskt vägledande i Europa i detta sammanhang när domstolen redan på 1970-talet slog fast att ekologisk skada skulle betraktas som ren förmögenhetsskada på statens egendom.[711] När sådan skada inträffat tillät domstolen att en myndighet (åklagare) företrädde det allmänna miljöintresset i en skadeståndsrättslig process mot skadevållaren. Numera finns denna rätt direkt uttryckt i en regel i 1986 års miljöskadelag, med följande lydelse:[712]

---

[707] London & Brizay i EL 1999 sid. 84, även London & Thiré i EL 1996 s. 55.
[708] Van Lang i Legal aspects of soil pollution (Frankrike), sid. 136.
[709] EL 1998, CS sid. 66 (Spanien). Se även Bonet & Vaqués i Legal aspects of soil pollution (Spanien), sid. 353ff.
[710] Montini & Landi i Legal aspects of soil pollution (Italien), sid. 238.
[711] Wetterstein i Harm to the environment, sid. 51 samt Bianchi i samma antologi, sid. 104.
[712] Art. 18 i miljöskadelagen 349/86, högst inofficiell översättning av Montini & Landi i Legal aspects of soil pollution (Italien), sid. 250.

> ”…any faulty act in violation of acts or regulations which causes damage to the environment obliges the person responsible for the deed to compensate the State for the damage.”

Ansvaret i 1986 års miljöskadelag var som synes culpa-baserat. 1997 års avfallslag grundar däremot ett strikt ansvar för markägare att undersöka och åtgärda sådan förorening som går utöver ett bindande gränsvärde.[713]

[713] Angående förhållandet mellan det äldre rättsläget och 1986 års lag, se EL 1998, CS sid. 18 Italien (Schiano de Pepe).

6.3 EU:s vitbok om ansvar för miljöskador

6.3.1 Bakgrund och förslagets inriktning

Någon lagstiftning med inriktning på områden som redan är förorenade finns ännu inte inom EU. Ansträngningar i den riktningen har emellertid inte saknats; i mer än tio års tid har det pågått ett arbete med att få fram ett direktiv om ansvar för miljöskador. Det började med ett förslag till direktiv om ansvar för miljöskador orsakade av avfall, vilket dock snabbt övergavs.[714] EU deltog även tidigt i de förhandlingar som 1993 resulterade i en Europarådskonvention i ämnet, som efter direkt översättning från engelskan brukar kallas ”Luganokonventionen”.[715] Konventionen, som är skadeståndsrättsligt inriktad, har emellertid inte vunnit någon allmän anslutning bland EU:s medlemsstater.[716] Istället har man inom gemenskapen under de senaste åren inriktat sig på att få fram egen lagstiftning om ansvar för miljöskador. Arbetet har emellertid gått mycket trögt; en grönbok (d.v.s. ett policydokument) publicerades 1993,[717] EU-parlamentet antog året efter en resolution med krav på lagstiftning på området,[718] omfattande studier av rättsläget i de olika medlemsländerna och ekonomiska konsekvenser har genomförts.[719] 1997 publicerades ett arbetsmaterial,[720] och slutligen har Kommissionen presenterat ett flertal förslag till en s.k. Vitbok, d.v.s. ett ställningstagande till de principiella huvudfrågorna.[721] Den färdiga Vitboken kom i februari

[714] Proposal for a Directive on civil liability for damage caused by waste, COM (89) 282 final, OJ 251/3 (1989), tillägg genom COM (19) 219 final, OJ C 192/6 (23/7-91). Till det ursprungliga förslaget finns en presentation från EG-kommissionen, daterad Bryssel 15 september 1989.

[715] European Council convention on civil liability for damage resulting from activities dangerous to the environment, 32 ILM 1228 (1993). Se Bengtsson: Miljöskadekonventionen. Miljörättslig tidskrift (MRT) 1994:2 sid. 147, även Larsson 1999 sid. 219ff.

[716] Av Europarådets medlemmar är det endast Nederländerna, Finland, Grekland, Portugal, Italien, Luxemburg, Cypern, Lichtenstein och Island som har skrivit under konventionen, varav de sex förstnämnda är EU-medlemmar. Enligt Vitboken (sid. 25) håller flera medlemsländer på att utarbeta lagstiftning för att genomföra konventionen eller förbereder ratificiering (de fyra första plus Österrike). Av EU:s 15 medlemsländer är alltså minst sju positiva, tre är uttalat negativa; Danmark, Tyskland och Storbritannien.

[717] Meddelande av den 14 maj 1993 (KOM (93)47 slutlig); Grönbok om åtgärder mot miljöskador.

[718] Resolution av den 20 april 1994, EGT C 128, s. 165.

[719] Den s.k. McKenna-studien: Study of civil liability systems for remedying environmental damage. McKenna & Co, London 1996.

[720] Commission of the European Communities, Working paper on environmental liability, Bryssel den 17 november 1997.

[721] Bland annat Draft white paper on environmental liability 1998-04-22 resp. 1998-09-14.

2000.[722] Det är som sagt bara ett första ställningstagande i sak, men det bör sägas redan här att dokumentet i vissa avseenden är betydligt mindre ambitiöst än Luganokonventionen och Kommissionens egna arbetsmaterial från föregående år.[723]

I Vitboken jämförs olika ”strategier för miljöansvar” som kunde vara möjliga för att uppnå de önskade miljömålen. Fyra olika alternativ redovisas och förkastas innan Kommissionen stannar för att förespråka ett EG-direktiv om miljöansvar. Ett av dessa andra alternativ är att ansluta EU till Luganokonventionen, ett alternativ som borde vara näraliggande eftersom flera av medlemsstaterna redan har skrivit under denna eller ämnar att göra så inom en snar framtid. Kommissionen avvisar dock detta alternativ då man menar att Luganokonventionen går längre än vad övriga medlemsstater och industrin kan acceptera, samt att en sådan anslutning ändå skulle kräva ett preciserande gemenskapsdirektiv.[724]

6.3.2 Syfte och tillämpningsområde

Under rubriken ”Syftet med miljöansvar” skriver Kommissionen följande:[725]

> ”Miljöansvaret är ett sätt att få den som orsakat skador på miljön (förorenaren) att betala för att avhjälpa de skador han har orsakat: I miljölagstiftningen föreskrivs normer och förfaranden som syftar till att skydda miljön. I frånvaro av ett ersättningsansvar finns det en risk för att en bristande efterlevnad av befintliga normer och förfaranden endast resulterar i administrativa eller straffrättsliga sanktioner. Om lagstiftningen kompletteras med ersättningsansvar kan potentiella förorenare också komma att tvingas att betala för att avhjälpa eller kompensera för den skada de har orsakat.”

Enligt Vitboken skulle ett ansvarsdirektiv bidra till genomförandet av de grundläggande miljöprinciperna i art. 174.2 i EG-fördraget;[726] principen om förebyggande åtgärder, försiktighetsprincipen och – kanske främst – princi-

[722] Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador, KOM (2000) 66 slutlig, framlagd av EU-kommissionen den 9 februari 2000. Den engelska titeln är ”White paper on environmental liability”.

[723] Till detta kommer att dokumentet redan på engelska är oklart och mångordigt. Översättningen till svenska är dessutom under all kritik. Ofta står orden i texten helt korrekt översatta – även om en majoritet av det svenska folket knappast har en aning om var det Förenade kungariket är beläget – men de är utan inbördes mening och sammanhang. Ett exempel på detta är följande skrivning: ”Det är emellertid möjligt att kompensera för de eventuella konkurrenskraftsproblem som kan uppstå gentemot tredje land på grund av skillnader i miljöansvarsnormer på internationell nivå som är förenliga med de regler som gäller för världshandeln.” (sid. 29).

[724] Vitboken sid. 26.

[725] A.a. sid. 11

[726] Se avsnitt 1.3.3.2.

pen om att förorenaren ska betala. Konkret skulle detta kunna bidra till att förstörda miljöer verkligen blev sanerade eller kompenserade. Enligt Kommissionen skulle ett direktiv dessutom bidra till att harmonisera medlemsländernas lagstiftning på området, samtidigt som det infördes ett ersättningsansvar för förstörda naturresurser. De senare omfattas nämligen inte idag av den miljölagstiftning som finns i medlemsländerna.[727]

Det kommande direktivet bör enligt Vitboken inte omfatta alla slags miljöförstörande aktiviteter. Tillämpningsområdet ska istället endast täcka sådana åtgärder och sådan miljöstörning som kännetecknas av att det finns en eller flera identifierbara aktörer, att den skada som den orsakar är konkret och kvantifierbar samt att det måste vara möjligt att fastställa ett orsakssamband mellan förorenaren och skadan. Ett ansvarsdirektiv bör därför främst tillämpas ifråga om industriolyckor eller gradvisa föroreningar av farliga ämnen från identifierbara källor.

Slutsatsen som dras av detta i Vitboken är att det kommande ansvarsdirektivet endast bör omfatta ”farliga verksamheter”. Som sådana definieras verksamheter som har uppmärksammats i annan EG-lagstiftning på grund av de risker som de medför för människans hälsa eller miljön. Exempel på detta är lagstiftning som gäller gränsvärden för utsläpp av farliga ämnen till vatten eller luft, farliga ämnen och preparat, industriolyckor och föroreningar (t.ex. IPPC- och Seveso II-direktiven), avfall (både vanligt och farligt), bioteknik och transport av farligt gods. De verksamheter som ska omfattas av ansvarsdirektivet bör anges på en lista, ett tillvägagångssätt som enligt EG-kommissionen garanterar ”optimal rättssäkerhet”.[728] Även verksamheter som hanterar genetiskt modifierade organismer kan komma att omfattas. Här lämnar emellertid Vitboken öppet för att konstruktionen kan bli något annorlunda.

6.3.3 Skador som omfattas

Ett kommande ansvarsdirektiv bör täcka dels person- och sakskada, dels miljöskada. De senare är av två typer; förorenade områden och skador på

[727] Vitboken sid. 12 m.fl. ställen. Vad som avses med påståendet om att det saknas regler för ersättning av förstörda naturresurser är nog att de skadeståndsrättsliga lagstiftningsregimerna för miljöskadestånd i Europas länder saknar sådana. Däremot finns det förvaltningsrättsliga regler om återställande och kompensation för sådan skada i flera länder, bl.a. i Tyskland (se utredningen Kompensation för förlust av miljövärden (Bengtsson), Ds 1997:52) och i Sverige (7 kap. 7 § 4 st. MB). Det bör även observeras att den EG-rättsliga regleringen om s.k. Natura 2000-områden stadgar att medlemsstaterna är skyldiga att återställa de eventuella skador som uppstår i dessa (art. 2 i direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, det s.k. habitatdirektivet).

[728] Vitboken sid. 15.

den biologiska mångfalden. Enligt Vitboken bör emellertid dessa kategorier avgränsas i direktivet, så att inte alla slags miljöskador omfattas.

När det gäller förorenade områden – ett uttryck som omfattar såväl jord, som yt- och grundvatten – ska dessa endast omfattas om skadan är betydande. Normer (gränsvärden) för att avgöra när ett område är skadat på detta kvalificerade sätt ska tas fram på EU-nivå. Det huvudsakliga kriteriet bör då enligt Vitboken vara att föroreningen utgör ett allvarligt hot mot människan eller miljön. Dessutom bör saneringsmål fastställas i direktivet genom en definition av den kvalitet som eftersträvas när dessa åtgärder vidtas. Skrivningarna är (också) i denna del vaga, men kan tolkas som att återställning inte bör eftersträvas utan endast att de allvarliga riskerna ska undanröjas. Godtagbara tröskelvärden ska bestämmas utifrån bästa tillgängliga teknik som är ekonomiskt genomförbar.[729] Här hänvisar Vitboken till tillämpningen av IPPC-direktivets kravregler. Ett annat mål är att marken ska bli lämplig för pågående och möjlig framtida markanvändning. Vitboken lämnar även öppet för att ICM-metoder får användas om sanering inte är möjlig av tekniska eller ekonomiska skäl.

Den väsentliga nyheten i Vitboken är ett förslag om ett skadeståndsrättsligt ansvar för skador på den biologiska mångfalden. När det gäller detta ansvar ges emellertid en viktig avgränsning i definitionen av skada.[730] Det ska, liksom när det gäller förorenade områden, vara fråga om en betydande skada på den biologiska mångfalden för att den ska vara ersättningsgill. Dessutom ska ansvarsdirektivet endast täcka sådan biologisk mångfald som enligt EU:s fågelskyddsdirektiv respektive habitatdirektiv skyddas i s.k. Natura 2000-områden.[731] Om skada uppstår på livsmiljöer, djur eller växter som omfattas av detta skydd ska målsättningen i första hand vara att återställa mångfalden i området, i andra hand att kompensera skadan genom att en likvärdig annan naturresurs tillskapas. Slutligen slår Vitboken fast att om ingen verksamhetsutövare kan göras ansvarig för att återställa eller kompensera en ekologisk skada, måste motsvarande åtgärder istället utföras av medlemsstaterna.[732] Som noterats ovan, framgår detta redan av det befintliga habitatdirektivet.[733]

---

[729] På sid. 21 under rubriken ”Saneringsmål” står ”Godtagbara tröskelvärden skulle bestämmas av bästa tillgängliga teknik som är ekonomisk *och tekniskt* genomförbar” (…). Jag väljer dock en annan skrivning eftersom jag uppfattar att den tekniska genomförbarheten redan ligger i uttrycket ”bästa tillgängliga teknik”. Över huvud taget är skrivningarna om förhållandet mellan kvalitetsmålet för saneringen och de kvantitativa gränsvärdena svåra att förstå.

[730] Vitboken sid. 19f.

[731] Direktiv 79/409/EEG om bevarande av vilda fåglar och direktiv 92/43/EEG om bevarandet av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

[732] Vitboken sid. 17.

[733] Bergkamp är av denna orsak kritisk till idén om ett ansvarsdirektiv eftersom dess huvudinnehåll – ett skydd mot ekologiska skador i Natura 2000-områden – redan finns inom EG-rätten. Att ett sådant direktiv skulle vara motiverat enbart utifrån likhets- och konkurrensneu-

6.3.4 Ansvaret

Den som bedriver en listad verksamheter ska vara strikt ansvarig för skador som orsakas, oavsett om det är fråga om hälso- och sakskador, förorenade områden eller skador på den biologiska mångfalden. Endast de inom skadeståndsrätten sedvanliga ansvarsfrihetsgrunderna vid strikt ansvar bör accepteras. Dessa är force majeur (act of God), medverkan eller samtycke från skadelidanden och inblandning av tredje man.[734] Ett exempel på det senare är att en verksamhetsutövare orsakar skada genom att göra vad som anges i en bindande föreskrift som utfärdats av en myndighet.[735] Skrivningarna i Vitboken om vilken betydelse ett tillstånd till verksamheten har i detta avseende är vaga, och har därför givit upphov till en viss diskussion. Uttalande har av flera författare tolkats som ett stöd för industrins synpunkter att följsamhet med tillstånd skulle vara en grund för ansvarsfrihet. Så menar exempelvis Rehbinder att ett sådant undantag gör att skillnaden mot en vanlig culpa-baserad ansvarsregim mycket liten, något som tillsammans med andra svagheter skulle urvattna det kommande direktivet.[736]

Ekologiska skador omfattas av det strikta ansvaret för listade verksamheter. Dessutom föreslår Vitboken ett vanligt culpa-baserat ansvar för alla andra slags verksamheter och åtgärder som orsakar denna typ av skada. Avgränsningen av vad som är ”ekologisk skada” blir därför avgörande för reglernas räckvidd för de övriga verksamheterna.

Reglerna i ett ansvarsdirektiv ska endast verka framåt i tiden, de ska med andra ord vara icke-retroaktiva. Detta innebär enligt Vitboken att ansvaret endast ska omfatta skador som uppträtt efter ikraftträdandet av det kommande ansvarsdirektivet, under förutsättning den skadegörande handlingen eller underlåtenheten också ägt rum efter denna tidpunkt. Tidigare föroreningar får medlemsländerna hantera med nationell lagstiftning.

---

tralitetsskäl, menar han strider mot subsidiaritetsprincipen (Bergkamp i EELR 2000 (april) s. 105, på sid. 111 och EELR 2000 (maj) s. 141, på sid. 146.

[734] Det bör observeras att här återfinns inte undantagen för orts- och allmänvanlighet (som i 32 kap. MB).

[735] Vitboken sid. 17.

[736] Se Rehbinder i EL 2000 s. 85, på sid. 88. Även den svenska regeringen är starkt kritisk i denna del när den skriver (Miljödepartementet 2000-09-29, på sid. 4): ”Dessutom riskerar ett sådant undantag att undergräva försiktighetsprincipen som är en av gemenskapens grundläggande miljörättsliga principer.”. Storbritanniens regering noterar också att skrivningarna i Vitboken lämnar öppet för (”floats the idea”) att följsamhet med tillstånd kan mildra ansvaret, något som man kategoriskt avvisar av två skäl: Dels skulle en sådan ordning undergräva PPP och därmed att kostnaderna för skadat miljö internaliseras i produktionen, dels skulle en sådan ordning leda till miljömyndigheterna tar i i ”överkant” när tillstånden meddelas. (DETR/Marine, land and liability division 2000-09-07.) Det finns även författare som är positiva till detta slag av ansvarsundantag, vilket gärna går hand i hand med en uttalad skepticism till strikt ansvar på detta område, se Bergkamp i ovan nämnda artikel i EELR, på sid. 108f och 142ff.

Kommissionen är dock medveten om att svåra gränsdragningsproblem kan uppstå och menar att frågan om hur man ska se på fortgående föroreningar bör utredas vidare.[737]

Ansvarsdirektivet bör slutligen även innehålla två andra ingredienser som är vanliga i skadeståndsrättsliga lagstiftningsregimer på miljöområdet; en regel om bevislättnad för den skadelidande och en skälighetsregel. Ett exempel på en omständighet då ansvaret bör slås av på grund av en skälighetsavvägning, är situationen när verksamheten bedrivits i enlighet med tillstånd och verksamhetsutövaren kan bevisa att skadan – helt eller delvis – är orsakad av tillåtna utsläpp. I dessa situationer bör en behörig domstol eller skiljedomare kunna besluta att myndigheten ska stå för en del av ersättningen, istället för förorenaren.[738]

6.3.5 Ansvarssubjektet

Skrivningarna om vem som ska bära ansvaret är traditionella. Här sägs bara att den eller de som har kontrollen över verksamheten (nämligen verksamhetsutövaren) ska bära ansvaret.[739] Är det fråga om en juridisk person vilar ansvaret enbart på den, inte på de anställda. Långivare bör inte få ansvara om de inte har kontrollen över verksamheten. Vitboken saknar resonemang om fördelningen mellan flera skadevållare.[740]

6.3.6 Ansvarsförsäkringar

Frågan om preventiva instrument berörs under rubriken ”ekonomisk säkerhet”.[741] Det är dock något av falsk varudeklaration, eftersom vad som avhandlas är istället behovet av ansvarsförsäkringar på miljöområdet. Redan tidigare har Kommissionen med sedvanlig skärpa konstaterat att:[742]

> ”För att en lagstadgad ansvarsordning skall vara effektiv krävs ett fungerande system för ekonomisk säkerhet, vilket innebär att ekonomisk säkerhet är tillgänglig för ordningens viktigaste byggstenar.”

---

[737] Vitboken sid. 14.
[738] A.a. sid. 18.
[739] A.a. sid. 18.
[740] De tidigare förslagen till Vitbok innehöll skrivningar om såväl en vidgad krets av verksamhetsutövare (eller ansvarsgenombrott), som fördelning av ansvaret mellan flera, vilket jag återkommer till i kapitel 9 (avsnitt 9.2).
[741] Vitboken sid. 24.
[742] A.a. sid. 13. Troligen avses att det ska vara möjligt för alla ”skadelidande” – oavsett om det är miljömyndigheter, ideella organisationer eller enskilda – att ianspråkta miljöansvarsförsäkringen.

Därefter uttalar Kommissionen att målen med ett ansvarsdirektiv endast kan nås om det finns en möjlighet för verksamhetsutövarna att försäkra sig. Marknaden för ansvarsförsäkringar på miljöområdet är dock än så länge outvecklad, vilket bl.a. beror på svårigheter att ta fram objektiva kriterier för att bestämma ansvarets omfattning och därmed premiernas storlek. Detta talar enligt Vitboken emot en obligatorisk försäkringsplikt för de verksamheter som omfattas av ansvarsdirektivet. Visserligen är direktivets tillämpningsområde begränsat, vilket underlättar bedömningen av de risker ”som ordningen ger upphov till”.[743] För att uppnå mesta möjliga flexibilitet är det dock nödvändigt samla erfarenheter och successivt utveckla nya försäkringsformer på frivillig basis. För egen del vill Kommissionen gärna bidra till denna utveckling genom att föreslå ett tak för ersättningsansvaret i det kommande direktivet, något som anses öka förutsebarheten på området.[744]

6.3.7 Genomförandet

När det gäller genomförandet av kraven på de ansvariga vilar Vitboken på en ”tvåstegsmetod”.[745] Eftersom miljön är ett allmänintresse är det i första hand staten som genom sina myndigheter ska agera om detta intresse skadas eller riskerar att skadas. Med hänvisning till bl.a. Århuskonventionen förespråkar Kommissionen också ett ”andra steg” som bygger på enskilda initiativ; vissa intressegrupper bör få rätt att agera om myndigheterna inte gör vad de ska för att skydda miljön. Denna rätt ska kunna utövas vid ”domstolsprövning av en myndighets eller en lägre instans beslut” och i skadeståndsmål mot den ansvarige.[746] Intressegrupperna ska också ha rätt att agera direkt. Detta kan enligt Vitboken ske dels genom att de vänder sig till domstol för att förhindra eller få stopp för en miljöstörande verksamhet genom förbudsföreläggande, dels genom att de utför miljövårdsåtgärder på egen hand och därefter begär kostnadstäckning av den ansvarige.

Vitboken utgår från att endast de intressegrupper som fyller vissa kvalitetskriterier ska få rätt att agera som ett ”andra ben” i miljöskyddsarbe-

[743] A.a. sid. 25. Här avses tydligen risken för försäkringsbolagen att få betala ut ersättning för miljöskada.
[744] A.a. sid. 25.
[745] A.a. sid. 22.
[746] Vad som närmare avses med den förra skrivningen är dock oklart. Här går det att tänka sig att dessa grupper eller organisationer ges rätt att överklaga myndighetens beslut, inbegripet ”obeslut”, d.v.s. ett besked om att myndigheten inte tänker ingripa alls. Skrivningen rymmer emellertid också en annan möjlighet, nämligen att organisationerna kan få vända sig till en domstol för att få prövat om myndigheten gjort vad den ska och därmed kanske få en dom på att myndigheten måste agera. Som framgått av kapitel 4, erbjuder den engelska miljölagstiftningen sådana möjligheter.

tet. Den ersättning som kan komma ut av en skadeståndsprocess ska vara öronmärkt på så vis att den måste användas för att återställa miljön.

6.4 Summering och kortfattade slutsatser

Andra europeiska länders lagstiftning om förorenade områden

Miljöproblemet med de förorenade områdena har under 1990-talet uppmärksammats i de flesta länderna i Europa. Även om ambitionsnivån varierar har detta lett till ny lagstiftning i de flesta av dessa länder. Både Tyskland och belgiska Flandern har infört heltäckande och avancerade lagstiftningsregimer på området.

Den tyska Bundes-Bodenschutzgesetz utgår från ett strikt förvaltningsrättsligt, närmast politirättsligt, perspektiv på miljöproblemet med förorenade områden. Kraven utlöses av det faktum att ett område är förorenat i lagens mening och de kan adresseras till både förorenare och markägare utan inbördes ordning.

Även den flamländska Bodemsaneringsdecreet är en heltäckande och ambitiös lagstiftningsregim om förorenade områden. Det som är särpräglat för den lagen är dess uppdelning mellan efterbehandlingsskyldiga och ansvariga. De förra är primära adressater för miljövårdsåtgärderna och de senare ska i slutändan betala för den förorening som de orsakat. För att undvika orimliga konsekvenser av denna uppdelning är lagen försedd med undantag för ”oskyldiga markägare”.

Den tyska jordskyddslagen utgår från ett objektivt förvaltningsrättsligt ansvar som är oberoende av skadeståndsrättsliga faktorer. Ansvarsreglerna i den flamländska lagen liknar de som gäller vid kostnadstäckning i Nederländerna på så vis att de anknyter till de civilrättsliga skadeståndsreglerna. Detta innebär att för historisk förorening är ansvaret culpa-baserat enligt Code Civil. För förorening som tillkommit efter det att lagen trädde i kraft är ansvaret strikt för vissa, listade verksamheter. Definitionen av skada i Code Civil är vidsträckt och det är i teorin inget problem för myndigheterna att få ersättning för kostnader för undersökning och efterbehandling.

Även i Spanien och Italien finns ny lagstiftning om förorenade områden. Ansvaret avgörs enligt skadeståndsrättsliga grunder och miljömyndigheterna har tillgång till dessa regler för att skydda de allmänna intressena.

EU:s vitbok om ersättningsansvar för miljöskador

I Vitboken förespråkar EU-kommissionen ett direktiv på gemenskapsnivå om miljöansvar. Utgångspunkten bör vara ett icke-retroaktivt minimidirektiv för ansvar för traditionella skador (på person och sak) samt för miljöskador (förorenade områden och ekologiska skador). Kommissionen tar inte ställning till om det nationella genomförandet sker genom civilrättsliga eller förvaltningsrättsliga regler. Direktivet ska gälla för de verksamheter som anses som ”farliga” enligt EU:s egen lagstiftning, t.ex. avfalls- och IPPC-direktiven samt direktiv som gäller för utsläpp eller transport av vissa farliga

ämnen. Dessa verksamheter ska vara strikt ansvariga för samtliga de skador som angavs ovan. Dessutom ska direktivet omfatta alla slags verksamheter – alltså även icke-farliga sådana – som orsakar ekologisk skada genom skadeståndsrättslig culpa. Vitboken föreslår också att vissa organisationer ska få möjligheter att väcka talan till skydd för miljöintressena.

Inledning till avdelning II

I den andra avdelningen av studien är det jämförelsen och diskussionen som står i centrum. Jämförelsen avser de skilda, rättsliga lösningar som valts för att reglera centrala frågeställningar om förorenade områden. Diskussionen handlar om vilka handlingsalternativ som ger det bästa resultatet utifrån de tre kriterier som angavs i inledningskapitlet;[747] ett högt ställt miljömål som ska uppnås genom en samhällsekonomiskt effektiv användning av resurser, samtidigt som fördelningen av de miljörättsliga plikterna uppfattas som rättvis. Detta innebär också med nödvändighet att diskussionen inte bara kan utgå ifrån den befintliga lagstiftningen på området, utan är väsentligen ett resonemang de lege ferenda. För hela avdelningen gäller dessutom att det inte är redogörelsen som står i det främsta rummet, utan ifrågasättandet och diskussionen.

Ämnet för avhandlingen är rättslig reglering kring förorenade områden. Perspektivet är ett riskvärderingsperspektiv, sett med miljömyndighetens ögon; vilka krav på prevention och reparation kan myndigheten ställa av hänsyn till den nuvarande och framtida miljön som allmänt intresse? Vissa av de frågeställningar som här diskuteras är sedvanligt miljörättsliga, d.v.s. att ett visst miljöproblem kräver en viss – oftast förvaltningsrättslig – lösning. Det övergripande ändamålet med miljölagstiftningen – en uthållig utveckling – får som konsekvens att de traditionella rättsliga lösningarna inte alltid räcker till. Ett nytt rättsligt tänkesätt måste till, något som bl.a. har betydelse för rättssäkerhetsbegreppet och lagtolkning på området. Nya rättsliga instrument måste också utvecklas. Detta behov av nytänkande gör sig även gällande på ett allmänt plan för regleringen av de förorenade områdena. Som nämnes i inledningskapitlet[748] finns det också specifika särdrag i detta miljöproblem som måste beaktas i diskussion om de rättsliga instrumentens användbarhet på detta område. Dessa var:

- Miljöproblemet förändras över tiden
- Kunskapen om föroreningarna ökar under miljövårdsåtgärdernas gång

[747] Avsnitt 1.4.1-1.4.3.
[748] Avsnitt 1.2.3.2.

- Målen med åtgärderna är oklara och tekniken på området under utveckling
- Prevention och reparation
- Flera förorenare och andra aktörer är ofta inblandade
- Förfarandereglerna måste avpassas efter denna situation

Utifrån denna problembild är diskussionen i avhandlingen fokuserad kring fem ”nyckelfrågor”: Typiska och centrala frågeställningar som har avgörande betydelse för regleringen av förorenade områden. Jag vill emellertid redan nu betona att diskussionen inte i alla delar innehåller rekommendationer från min sida. I vissa avsnitt har jag nöjt mig med att peka på förhållanden och problem. De fem nyckelfrågor som diskuteras i denna avdelning behandlas i var sitt kapitel i följande ordning:

Kapitel 7: Grundfrågor som har särskild betydelse med hänsyn till miljöproblemets specifika särdrag: regleringens tillämpningsområde och målsättning, betydelsen av registrering av förorenade områden, ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna, användningen av fasta gränsvärden för miljöbedömningarna och de rättsliga plikternas innehåll.

Kapitel 8: Den rättssystematiska utgångspunkten för bedömningen av ansvar och skyldigheter: Förhållandet mellan ett skadeståndsrättsligt och ett offentligrättsligt synsätt på undersöknings- och efterbehandlingsansvaret för förorenade områden, samt frågan om vilka instrument som miljömyndigheterna kan använda för att utkräva detta ansvar av lagens adressater.

Kapitel 9: Förorenarens ansvar för undersökning och efterbehandling av dessa områden. Viktiga frågor är här bestämningen av vem som betraktas som verksamhetsutövare, den rättsliga grunden för ansvar, förhållandet mellan flera ansvariga, omfattningen av ansvaret m.m.

Kapitel 10: Rättsliga konstruktioner som medför skyldigheter för markägare i och omkring förorenade områden: Markägare som verksamhetsutövare, förvaltartanken, plikter på grund av kunskap om och befattning med förorenade fastigheter, värdeökning och exploatering/markanvändning.

Kapitel 11: Miljövårdskraven i tiden: Civilrättsligt eller förvaltningsrättsligt synsätt på tidsaspekten, retroaktivitet i en europarättslig belysning samt tiden som faktor i skälighetsavvägningen.

7 Grundfrågor av särskild betydelse för miljöproblemet

7.1 Inledning

Som redan har nämnts, uppmärksammades egentligen inte miljöproblemet med förorenade områden för en bredare publik förrän i skiftet mellan 1970-tal och 1980-tal. I Nederländerna och Danmark reagerade lagstiftaren relativt omedelbart med att införa regler för inventering, undersökning och efterbehandling av dessa områden. I andra länder valde man istället ett något annat grepp; engelsmännen blev först med att införa gränsvärden för halter av föroreningar i mark, s.k. trigger-values.[749] Dessa kunde användas som riktgivare i bedömningen om ett förorenat område skulle undersökas eller efterbehandlas, främst i samband med bebyggelse och exploatering. Även i Nederländerna utvecklades sådana riktvärden i form av den s.k. nederländska listan i början av 1980-talet. I Tyskland var man tidigt ute med att utveckla hela system för att identifiera och riskvärdera förorenade områden (s.k. Risk Assessment Systems, RAS). Man gick också i bräschen när det gällde att upprätta samarbetsorgan mellan miljömyndigheterna och representanter för hela branscher för att stimulera att näringen tog ett kollektivt ansvar för gamla försyndelser (”Gruppenlasten”).

Även om några länder var tidigt ute med lagstiftning med inriktning på förorenande områden, dröjde det till den andra halvan av 1990-talet innan detta blev en allmän trend i Europa. Som framgått av den första avdelningen i studien, har många europeiska länder idag infört lagstiftning i en eller annan form om förorenade områden. Mer eller mindre heltäckande lagar finns i Storbritannien, Danmark, Nederländerna, Tyskland och Belgien (Flandern). Även övriga nordiska länder och Spanien har idag lagstiftning med inriktning på förorenade områden, men tillämpningsområdet är något snävare. Det finns en kategori av länder som valt att reglera detta särskilda miljöproblem i anslutning till annan lagstiftning. Ett sådant exempel är Frankrike, som har utfärdat en del dekret (förordningar) på området och kompletterat detta

[749] Ferguson 1999, sid. 53.

med tillägg i IPC-, avfalls- och vattenlagstiftningen. Av de länder som ligger sist i den europeiska kön kan nämnas Portugal. Där har arbetet med att inventera förorenade områden kommit igång först under det senaste året.[750]

Oavsett i vilken form som regleringen av miljöproblemet har tagit i de olika länderna, finns det emellertid några ”grundfrågor” som är återkommande och gemensamma. Det rör sig om vissa frågor som en lagstiftare måste ta ställning till för att få till stånd en effektiv reglering med avseende på det särskilda miljöproblemet med förorenade områden. I detta kapitel redogör jag för och diskuterar de viktigaste av dessa; lagstiftningens målsättning och ämne, förhållandet till annan lagstiftning, arbetsfördelningen mellan miljömyndigheten och adressater, ambitionen med miljövårdsåtgärderna, användandet av riktvärden, registrering av förorenade områden och innehållet i de plikter som gäller för lagens adressater. Observera dock att i detta kapitel diskuteras frågeställningarna allmänt. Därutöver finns det specifika frågor som behandlas i de följande kapitlen (8-11).

I denna diskussion om den rättsliga regleringen av miljöproblemet med de förorenade områden kommer jag att relativt fritt ta exempel från olika länders lagstiftning på området. Av naturliga skäl kommer dock tyngdpunkten att ligga på de länder som har kommit längst på vägen och som kan sägas ha en avancerad lagstiftning. Det kan vara värt att poängtera att detta rättsområde delvis är starkt kontroversiellt och de olika lagstiftningsregimerna är präglade av de erfarenheter och den diskussion som förts i respektive länder. Lika väl som det går att finna gemensamheter i synsätt, stöter man också på klara skillnader från ett land till ett annat; vad som är självklart i ett land, är nära nog otänkbart i ett annat. Som framgår nedan gäller detta exempelvis registrering av områden som enbart är misstänkt förorenade. Det kan vara värt att ha dessa olikheter i åtanke vid läsningen av det följande.

[750] A.st. Se även Poeira i Legal aspects of soil pollution (Portugal), sid. 341ff.

7.2 Regleringens målsättning och ämne

7.2.1 Allmänt om lagstiftningsregimer om förorenade områden

Den typiska lagstiftningsregimen för förorenade områden innehåller bestämmelser om tillämpningsområde, definitioner av centrala uttryck samt regler för samtliga faser av miljövårdsarbetet från inventering och undersökning till efterbehandling och efterkontroll. En viktig del utgörs av regler om vem som ska stå för respektive åtgärder och om det slutliga kostnadsansvaret. Många regimer innehåller dessutom bestämmelser om någon form av registrering av förorenade områden eller andra mekanismer för att uppmärksamma dessa och styra markanvändningen där. Rent allmänt bygger lagstiftningen på miljörättsliga principer om föroreningskontroll, försiktighetsprincipen och PPP, samt olika riskvärderingssystem för att identifiera och prioritera förorenade områden och deras efterbehandling.[751] Vid en närmare studie blir det emellertid tydligt att det finns klara skillnader när det gäller lagstiftningens räckvidd. Detta gäller exempelvis de frågor som diskuteras i detta avsnitt; målsättningen med reglerna, deras tillämpningsområde samt förhållandet till annan lagstiftning.

7.2.2 Skydd av ”marken/jorden”

Den svenska diskussionen om skyddet av marken eller jorden[752] som en del av miljön har mestadels handlat om faran för förorening av denna genom olika kemiska eller annars miljöfarliga substanser. Detta är också utgångspunkten för den reglering som numera återfinns i 10 kapitlet miljöbalken. Även om en definition av ”förorening” saknas i balken, är det tydligt att det är fråga om förekomsten av kemiska ämnen av en sådan art och av en omfattning att den mänskliga hälsan eller miljön riskeras att skadas.[753] Detta är emellertid en relativt snäv uppfattning om marken/jorden som skyddsvärt intresse eller tillgång. En betydligt vidare bild får man om man istället först definierar vad som inbegrips i detta medium,[754] och därefter frågar vilka *funktioner* som det bär med sig som är nödvändiga och livsviktiga för livet på jordklotet.

---

[751] Ferguson 1999 sid. 54.

[752] I fortsättningen använder jag uttrycket ”marken/jorden” eftersom jag inte finner någon egentlig synonym till de engelska och tyska termerna ”soil” respektive ”boden”.

[753] Marken/jorden kan ju även förorenas av annat, bl.a. radioaktiva substanser, främmande arter och gentekniskt modifierade organismer. Den rättsliga diskussionen om denna typ av förorening har dock förts i andra sammanhang, även om det är helt klart att reglerna i 10 kapitlet MB kan tillämpas på t.ex. mark som är strålskadad.

[754] Att jorden (liksom grundvatten och sediment) är ett ”medium” i dessa sammanhang är ett gängse uttryck som används i den svenskspråkiga facklitteraturen på området.

En vanlig definition av mark/jord är att det består av det *övre lagret av jordens yta ned till berggrunden, inbegripet såväl fasta, som vätske- och gasformiga partiklar*. Vilka funktioner som detta medium bär med sig kan illustreras av följande två citat. Det första är från art. 1 i Europarådets ”European Soil Charter” från 1972:[755]

> ”Soil is one of humanity’s most precious assets. It allows plants, animals and man to live on the earth’s surface.
> Soil is a living and dynamic medium which supports plant and animal life. It is vital to man’s existence as a source of good and raw materials. It is a fundamental part of the biosphere and, together with vegetation and climate, helps to regulate the circulation and affects the quality of water.
> Soil is an entity in itself. As it contains traces of the evolution of the earth and its living creatures, and is the basic element of the landscape, its scientific and cultural interest must be taken into consideration.”

Det andra är från Kiss’-Sheltons ”Manual of European environmental law” från 1993 som utvecklar dessa tankar något:[756]

> ”Soil is the part of the earth between its surface and bedrock. It contains the nutrients necessary for maintenance of plant life and it acts to filter out pollutants before they reach subterranean water sources or enter the food chain. Soil also helps to avoid flooding by absorbing considerable amounts of water. Nearly all soil constitutes a habitat for flora and fauna and in this way contributes to biodiversity. In addition to its natural roles, soil is primary resource for construction, physical support for structures, and of historical evidence on the origins of humans, plants and other animals, and the earth. Soil naturally erodes and degrades, but it is increasingly threatened by excess demands on all roles it plays. Overuse of soil depletes the nutrients and leads to erosion and desertification; the filtration system breaks down when too many chemicals in quantities too great are passed through the soil. When its characteristics are altered, its ability to prevent flooding diminishes.”

Dessa citat ger uttryck för uppfattningen att marken/jorden har minst sex olika funktioner som är nödvändiga och önskvärda för livet på jorden. De första tre kan betraktas som ekologiska, de resterande tre är mer antropocentriskt relaterade:[757]

---

[755] ”European Soil Charter” antogs 1972 av Europarådet. Chartan innehåller icke-bindande riktlinjer och grundläggande principer för jordskydd samt rekommendationer angående erosionsskydd, jord- och skogsbruk, användningen av bekämpningsmedel, stadsplanering samt för industri- och gruvverksamhet. Den finns i sin helhet återgiven i Kiss & Shelton: Manual of European environmental law, sid. 224ff.
[756] Prieur i Kiss & Shelton: Manual of European environmental law, sid. 181.
[757] A.a., sid. 185.

- Marken/jorden har en grundläggande funktion för produktionen av biomassa. Den utgör den fysiska och näringsmässiga grunden för ekosystemet och den fungerar som en reservoar för substanser som luft, vatten och näring.
- Den filtrerar och absorberar vatten, den motverkar erosion. På så vis ger marken/jorden ett skydd för livsmedelskedjan (”the food chain”) samt för flora och fauna mot kemiska och giftiga substanser.
- Den är vidare bärare av genetiska arvsmassor.
- Den bär upp bebyggelse och utgör den fysiska grunden för allehanda mänskliga aktiviteter.
- Den är reservoar för naturresurser som grundvatten, sand och grus, mineraler m.m.
- Den är slutligen bärare av paleontologiska och arkeologiska rester efter biologisk aktivitet på jorden under en svunnen tid.

Det finns egentligen bara två lagstiftningsregimer i Europa som har detta breda perspektiv på ”markskydd”; den nederländska och den tyska. Detta kan illustreras med inledningsbestämmelsen i en senare lagen, sec. 1 Bundes-Bodenschutzgesetz (BbodSchG) som har följande lydelse (min kursiv):[758]

> ”The purpose of this Act is to protect or restore the functions of the soil on a permanent sustainable basis. These actions shall include *prevention* of harmful soil changes (to the soil), *rehabilitation* of the soil of contaminated sites and of waters contaminated by such sites; and *precautions* against negative soil impacts. Where impacts are made on the soil, disruptions of its *natural functions* and of its function as an archive of natural and cultural history should be avoided as far as possible.”

De funktioner som marken/jorden har beskrivs här något annorlunda än i de sex punkterna ovan. I sec. 2(2) anges att ”boden” har tre typer av funktioner;

- Naturliga funktioner; som bas för livet och livsmiljön för människor, flora och fauna; som del i ett naturligt system, särskilt på grund av dess kretslopp av vatten och näring; som medium för kompostering, balansering och återställande på grund av dess förmåga att filtrera, buffra och omvandla substanser samt skydda grundvattnet.
- Funktion som bärare av natur- och kulturhistoria.
- Funktioner som är nyttiga för människan; som deponi för naturresurser; som mark för bebyggelse och rekreation; som mark för jord- och skogs-

[758] Officiell översättning av tyska miljödepartementet 1998-08-28. För enhetlighetens skull använder jag dock uttrycket ”section” (förkortat till sec. resp. secs.) för paragraf, istället för det officiella ”article”.

brukets näringar; som mark för annan ekonomisk eller offentlig verksamhet, t.ex. transport, försörjning, lager och uppläggning.

Den tyska lagen syftar följaktligen till ett vidsträckt skydd av marken/jorden som tillgång för människa och miljö. Ambitionen har varit att koppla ett helhetsgrepp på miljöproblemet genom en integrerad och varierad lagstiftning om jordskydd, Detta har kommit till uttryck främst på två sätt; dels grundar lagen såväl *preventiva som reparativa* skyldigheter i förhållande till det skyddsvärda intresset, dels syftar den till ett skydd för *samtliga de funktioner* som markens/jorden anses bära. Samma synsätt präglar den nederländska Wet Bodembescherming (Wbb); av secs. 6-12 Wbb följer att föreskrifter kan meddelas angående en mängd olika företeelser som kan förorena eller försämra markens/jorden kvalitet eller struktur. Här ryms allt från regelrätta utsläpp och uppläggningar, tillsatser i jorden (bl.a. av gödsel), markarbeten (bl.a. grävning, nedläggning av pipeline och tankar, dränering och grundvattentag), transporter, andra handlingar vars sekundära effekter kan påverka jorden (bl.a. användning av anti-slipmedel, ytbehandling och processer med farliga substanser) samt övriga aktiviteter som kan orsaka erosion, jordpackning eller salinitet.

En integrerad och varierad lagstiftning för jordskydd är emellertid en ovanlig och något senkommen lösning inom den europeiska miljörätten. Traditionellt har detta miljöproblem istället reglerats efter vilken av markens/jordens funktioner som man velat skydda, eller indirekt genom regler för vissa verksamheter; erosion, jord- och skogsbruk, förorening genom utsläpp och uppläggning, industri- och gruvverksamhet o.s.v. När det gäller att skydda marken/jorden mot föroreningar är numera det vanligaste att dessa regler ingår som en del i sektoriell lagstiftning, främst den om avfall (Finland, Spanien, Italien). Andra länder har valt att lagstifta om förorenade områden i en särskild lag (Danmark). Som redan nämnts i kapitel 5, gäller jordföroreningsloven (JFL) för jord som på grund av mänsklig påverkan kan ha skadliga effekter på den mänskliga hälsan, grundvattnet eller miljön i övrigt.[759] I de länder som valt att samla miljölagstiftningen i en miljöbalk eller liknande, finns skyddet av vissa av markens/jordens funktioner som en del av denna. Så är ju fallet med både den svenska miljöbalken och den engelska Environmental Protection Act (EPA).

Det bör slutligen nämnas att flera lagstiftningsregimer för förorenade områden endast gäller för mark/jord. Sådan förorening eller försämring som drabbar vattenmiljöer är då undantagna eller särreglerade i den sektoriella vattenlagstiftningen. Från miljösynpunkt är det emellertid riktigare att säga att åtminstone förorening kan drabba fyra medier; förutom mark/jord, även

[759] Avsnitt 5.3.2.

grundvatten, sediment samt byggnader och anläggningar. Just skyddet av grundvattnet är dessutom av särskild betydelse i flera länder som råvattenresurs, något som har uppmärksammats i lagstiftningen på detta område. Så utpekas ju områden ”med särskilda dricksvattenintressen” ut som speciellt skyddsvärda i exempelvis den danska JFL. I den fortsatta diskussionen utgår jag också från denna bredare förståelse av uttrycket ”förorenade områden”, då en god miljörättslig reglering av dessa frågor ställer sig neutral till vilket medium som är påverkat. Däremot gäller inte diskussionen för ytvatten eftersom sådant inte anses kunna bli så långvarigt påverkat att det kan ingå i ett ”förorenat område”.

7.2.3 Föroreningsskadan

De flesta lagstiftningsregimer gäller för de områden som är *konstaterat* förorenade. Vissa regler om registrering och undersökningsplikt kan dock gälla även för områden som enbart är *misstänkt* förorenade, vilket jag återkommer till nedan.[760] Under denna rubrik ska jag emellertid kort beröra två andra aspekter som gäller den naturvetenskapliga bedömningen av ett områdes föroreningsstatus. Den ena har med föroreningarnas spridning att göra, den andra med hur allvarliga föroreningarna är.

En bedömning att ett område är förorenat innebär normalt att tekniska undersökningar visar att så är fallet. En sådan undersökning visar emellertid egentligen bara att en viss miljöfarlig substans förekommer i en viss mängd i ett visst provhål. Innan ett område definitivt bedöms som förorenat brukar därför ett omfattande undersökningsprogram genomföras med en mängd olika provtagningar. Det geografiska utsträckningen av det förorenade området kan på så vis med rimlig säkerhet anges. Problemet är att denna bedömning endast gäller för en viss tid och att alla föroreningar i mark, grundvatten och sediment sprider sig, förr eller senare. Det område som är förorenat förändras alltså fortlöpande; förutom det förorenade *kärnområdet* finns ett område dit föroreningarna kommer att sprida sig, ett *påverkansområde*.[761] Detta är ett naturvetenskapligt ovedersägliga faktum att ta hänsyn till, såväl när det gäller att fastställa miljövårdsåtgärder som att meddela restriktioner i och i närheten av ett förorenat område. Detta har att också göra med ett ställningstagande som jag återkommer till under hela diskussionen i denna avdelning; den miljörättsliga regleringen på detta område bör vägledas av ett ”riskvärderingsperspektiv”. Det är alltså värderingen av

[760] Avsnitt 7.5.3.

[761] I den svenska lagstiftningen definieras det senare som det område som kan påverkas av föroreningarna inom en normal planeringsperiod, d.v.s. 20-30 år. Se 10 kap. 10 § MB och 2 § 2 st förordningen (1998:930) om miljöriskområden, även SOU 1998:35 sid. 138 och Naturvårdsverkets rapport Miljöriskområden, sid. 11f.

risken för framtida skada som bör vara vägledande för avgränsningen av det område som ska regleras. Ett framgångsrikt miljöarbete förutsätter att såväl krav på åtgärder, som restriktioner för markanvändningen kan omfatta både kärnområdet för föroreningen, och påverkansområdet. Det förutsätter också att kraven kan sträckas ut i tiden och därmed anpassas till den fortlöpande spridningen av föroreningarna.

Det är emellertid inte alla lagstiftare i Europa som velat utgå från de naturvetenskapliga realiteterna och reglerna gäller då endast för de områden som vid en viss tidpunkt är konstaterat förorenade. Problemet är mindre i de regimer som är inriktade på snabba åtgärder, där undersökning och efterbehandling följer kort efter varandra i tiden. Utvecklingen på detta område går emellertid åt ett annat håll beroende på att medvetenheten ökar om miljöproblemets storlek och den tid som det kommer att ta att åtgärda det. Denna situation ställer krav på instrument som kan användas även då den inledande undersökningen inte omedelbart följs av efterbehandling. Då kan det exempelvis bli fråga om ICM-metoder eller markanvändningsrestriktioner. Eftersom dessa instrument är avsedda att gälla för en viss, och ibland längre, tid är det nödvändigt att de gäller för såväl kärnområdet som påverkansområdet.

Några av de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden gäller endast för de områden som är *allvarligt skadade*. Så är exempelvis fallet med både den nederländska och den engelska ordningen. I den senare är kravet på beslutsunderlag mycket högt ställt: Föroreningarna ska definieras, substans för substans. Endast vissa, snävt formulerade skyddsvärda intressen kan beaktas. En spridningsväg ska därefter kunna utpekas, om än grundad på allmän, naturvetenskaplig erfarenhet och kunskap. Först därefter anses ”the significant pollutant linkage” föreligga, vilket alltså är en förutsättning för att Part IIA EPA ska vara tillämplig. Den nederländska Wbb bjuder en liknande ordning, eftersom myndigheternas kompetens att ingripa är reserverad för de områden som är allvarligt förorenade och där det ”brådskar” med åtgärder (4-10 år).

Att denna ordning medför flera nackdelar är uppenbart; att avgöra vilka områden som bara är ”förorenade” och vilka som är ”allvarligt förorenade” är svårt, särskilt om det är en bedömning som ska hålla över en längre tid. Kraven på dokumentation från miljömyndigheternas sida blir mycket högt ställt. Sammantaget gör detta att de miljörättsliga plikterna endast kan utlösas på ett relativt sent stadium av utredningen av områden som är allvarligt skadade. Besvärliga tröskeleffekter kan också uppkomma då miljövårdsåtgärder behövs i områden som inte når upp till denna nivå, särskilt i de fall då de ligger i geografisk anslutning till allvarligt förorenade områden. En annan klar nackdel har med målsättningen med miljövårdsåtgärderna att göra. En regim som enbart gäller för allvarligt förorenade

områden kan resultera i att efterbehandlingsarbetet blir ensidigt inriktat på att komma under denna gräns. Ingenting hindrar i och för sig att målsättningen sätts högre, men det engelska systemet visar att denna tröskeleffekt är svår att undvika. I de regimer som är inriktade på alla förorenade områden kan målsättningen bli betydligt mer flexibel och anpassas efter riskbilden i det enskilda fallet.

Fördelen med en lagstiftning som är inriktad på allvarligt förorenade områden är att miljömyndighetens arbete koncentreras dit där de verkligen behövs. Det finns emellertid bättre och enklare sätt att uppnå en sådan ordning. Enligt min mening bör lösningen ligga i att lagstiftningen i sig ges ett vidsträckt tillämpningsområde, men att miljömyndigheten får prioritera sina insatser efter en viss styrning. Exempel på sådan ges i den danska JFL, där det klart uttalas att miljömyndigheternas arbete ska vara inriktat på de områden som är särskilt skyddsvärda med hänsyn till dricksvattenintressen och känslig markanvändning. En sådan styrning bör ge en ökad miljöekonomisk effektivitet. Den områdesvisa prioriteringen av arbetet bör dock kunna skötas efter miljömyndigheternas eget skön.

7.2.4 Skydd av marken/jorden i vidare betydelse

Ovan berörde jag något förhållandet mellan reglerna om skydd av marken/jorden och annan miljölagstiftning.[762] Redogörelsen utmynnade inte i några egentliga slutsatser från min sida, endast ett konstaterande att länderna i Europa har valt olika lösningar på denna fråga. Det är emellertid uppenbart att en lagstiftning som enbart är inriktad på att skydda marken/jorden från förorening är alltför snäv då den inte skyddar de andra skyddsvärda funktionerna som mediet bär med sig. Det är dock svårt att entydigt uttala sig för en tysk-nederländsk lösning med en grundläggande lagstiftning som utgår från det skyddsvärda mediet. De funktioner som marken/jorden har är högst olika och de åtgärder som de ska skyddas emot är också synnerligen disparata. Dessa intressen eller funktioner kan ju skadas av – förutom industriella verksamheter och upplag – också trafikens utsläpp, omflyttningar av jordmassor i samband med exploatering, andra typer av utgrävningar och schaktning, övertäckning, överutnyttjande genom jord- och skogsbruk, gruvdrift genom dagbrott m.m. En del av det skydd som jorden/marken behöver från vissa av dessa verksamheter och företeelser bör lika väl kunna åstadkommas genom en sektoriell lagstiftning. Däremot kan det vara nödvändigt med en återkoppling från den sektoriella lagstiftningen till vissa grundläggande inslag i en lag om skydd av marken/jorden.

[762] Avsnitt 7.2.1.

Det är också viktigt att en reglering som gäller för vissa områden, t.ex. sådana som är allvarligt förorenade, är allmängiltig på så vis att den styr tillämpningen av annan lagstiftning. I praktiken genomförs ju de flesta undersökningar och efterbehandlingar av förorenade områden i samband med exploatering för bebyggelse och liknande. Det är givetvis avgörande för reglernas effektivitet att de krav som finns i den grundläggande lagstiftningen om skyddet av marken/jorden respekteras även i dessa andra sammanhang. Det kan exempelvis ske genom att de bedömningar och standarder som gäller vid efterbehandling, även gäller vid exploatering. Som jag har beskrivit i kapitel 5, är detta exempelvis fallet med förhållandet mellan Wbb och den nederländska bygglagen.[763]

7.2.5 Områden och verksamheter

Det finns en annan och återkommande fråga i detta sammanhang som är av betydelse för den miljörättsliga regleringen på området: Hur går en reglering som är inriktad på *områden* ihop med en som är inriktad på *verksamheter*?

Utvecklingen inom den europeiska miljörätten går i riktning mot en integrerad lagstiftning. En verksamhets samtliga verkningar och effekter för människor och miljö ska bedömas så tidigt som möjligt och i ett sammanhang. Regleringen blir på så vis *verksamhetsorienterad*. Detta är exempelvis tydligt i den svenska miljöbalken. De gemensamma reglerna i första avdelningen (1-6 kap.) är både områdes- och verksamhetsorienterad. Däremot är de miljöskyddsregler som följer i balkens 9-15 kapitel nästan uteslutande inriktade mot pågående eller planerad verksamhet; miljöfarlig verksamhet, vattenverksamhet, täkter, jordbruk och arbetsföretag, genteknisk verksamhet, kemikaliehantering och avfallshantering. 10 kapitlet bryter av från denna ordning. Här är det istället *områden* som står i centrum, vilket komplicerar bilden eftersom dessa regler kompletterar de som gäller för verksamheterna. Så ska exempelvis de materiella reglerna i 10 kapitlet om fördelning av ansvaret mellan flera och omfattningen av detta ansvar även tillämpas på sådana miljöfarliga verksamheter som har tillstånd enligt 9 kapitlet. Gentemot dessa verksamheter måste emellertid kraven ställas genom regelrätt omprövning i den mån som de täcks av tillståndets rättskraft. Att denna ordning är problematisk i vissa situationer har jag redan belyst i kapitel 2.[764] Detta gäller bl.a. i situationer då verksamheten är nedlagd eller då kraven ska riktas emot någon annan än den nuvarande tillståndshavaren.

Denna komplexa reglering är inte något som är typiskt för enbart miljöbalken. Allmänt råder ett komplicerat förhållande mellan de europeiska

[763] Avsnitt 3.3.6.
[764] Avsnitt 2.2.9.

IPC-regimerna och avfallsreglerna å ena sidan, och lagstiftningen om förorenade områden å den andra. Även om den vanligaste ordningen är att en IPC-regim kopplar ur de senare reglerna, gäller detta sällan fullt ut. I Storbritannien har de förra reglerna i Part I EPA företräde före de i Part IIA så länge som verksamheten pågår.[765] När den är avslutad gäller däremot de senare reglerna fullt ut. De gäller även för sådan förorening som är äldre än den verksamhet som bedrivs på platsen idag. I andra länder är parallelliteten mellan de respektive regelverken tydligare, och kanske därför än svårare; gränsdragningen i Danmark mellan miljøbeskyttelseloven (MBL) och JFL blir inte enkel, vilket jag redan har pekat på i kapitel 5.[766]

Jag tror att en lämplig ordning för förhållandet mellan de regler som styr pågående verksamheter och en lagstiftning om förorenade området ligger i ett både och. Som grundläggande utgångspunkt tror jag att det behövs en egen lagstiftningsregim för det särskilda miljöproblemet med förorenade områden och reglerna i denna bör som sagt vara allmängiltiga, materiellt sett. Denna ordning bör alltså *komplettera och gälla förutom* den reglering som gäller för verksamheter, t.ex. i en IPC-regim. Här kan man dra en tydlig parallell med instrumentet miljökvalitetsnormer; dessa kompletterar ju de sedvanliga hänsynsreglerna som bygger på avvägningar mellan olika intressen. Själva genomförandet av kraven gentemot verksamheter med tillstånd bör därför kunna förenklas, jämfört med den ordning som miljöbalken erbjuder. Jag har svårt att förstå varför tillståndets rättskraft måste innebära att det krävs en regelrätt omprövning för varje förändring eller komplettering av de villkor som gäller för verksamheten. Vid den inledande tillståndsprövningen bedöms ju verksamhetens tillåtlighet i sin helhet. En grundläggande förutsättning för ett sådant tillstånd är att verksamheten inte orsakar föroreningsskada. Detta har också varit den principiella utgångspunkten i de flesta länder alltsedan den moderna miljölagstiftningen introducerades i början av 1970-talet. Det bör därför inte föreligga några principiella hinder mot att ställa kompletterande krav om reparation i form av vanliga förelägganden.

7.3 Uppmärksamhetens pris

7.3.1 Grålistor

Nästa fråga av principiellt intresse rör konflikten mellan miljövårdsarbetet med förorenade områden och den reaktion som detta möter på fastighetsmarknaden. Det har att göra med att förekomsten eller upptäckten av

[765] Se avsnitt 4.3.2.1.
[766] Avsnitt 5.3.2.

föroreningar på en fastighet i vissa situationer kan påverka dess värde högst avsevärt. Särskilt gäller detta för privatbostadsområden som tidigare betraktats som ”rena”. Exempel från Danmark visar att radhus i sådana områden t.o.m. kan bli omöjliga att sälja. Detta är dock undantagssituationer eftersom det normalt är fråga om industriområden som är påverkas på detta sätt. Detta hindrar dock inte att även värdet på dessa fastigheter påverkas negativt av miljöskulder i marken. Rädslan för denna effekt har i vissa länder utlöst en intensiv debatt och man har från fastighetsägarhåll varnat för mer storskaliga samhällsekonomiska effekter (”blight”). Oavsett verklighetsförankringen i ett sådant scenario, finns onekligen en motsättning mellan det samhälleliga behovet av öppenhet och insyn i miljövårdsarbetet, och de enskilda fastighetsägarnas ekonomiska ställning.

Den typiska arbetsfördelningen mellan miljövårdsmyndigheter och lagens adressater på detta område utgår från att den förra sköter den inledande orienteringen, för att därefter ställa kraven på den senare. Så ställer de flesta lagstiftningsregimer ett krav på myndigheterna att inventera de områden som kan vara förorenade. Sådan inventering kan ske utifrån allmän erfarenhet om vilka områden som brukar vara förorenade, tidigare erfarenheter och tips, översiktliga fältstudier, historiska dokument och intervjuer med äldre personer o.s.v.

> Ett intressant exempel på ett sådant inventeringsarbete finns i den sydengelska staden Portmouth. Stora delar av staden är kartlagd med avseende på förorenade verksamheter alltsedan 1838, då de första adressregistren (”directories”) gavs ut. På så vis har man kunnat fastställa de lokaler där det i äldre tider har bedrivits tillverkning, manufaktur och annan kemikalieintensiv verksamhet.[767] Denna information har jämförts med mark- och vattenförhållanden (extremt tidvatten) och viktigare markanvändningsförändringar (stora delar av staden bombades under andra världskriget) m.m. Samtliga dessa uppgifter är sedan sammanförda i ett databaserat GIS-system (Geografic Information System), där det är möjligt att gå in på en enskild adress och kontrollera dessa förhållanden.

Inventeringsarbete av detta slag finns i alla länder och det resulterar i en preliminär uppfattning om vilka områden som är förorenade. Denna information finns samlad hos miljömyndigheterna i någon form. Detta underlag brukar i sammanhanget benämnas ”grålistor” och det är i princip tillgängligt

[767] Ett stort problem är de talrika hattillverkare som i äldre tider använde stora mängder kvicksilver för garvningen av skinn. Intervju Tracey Vinney, Portmouth City Council 26/2-98.

för allmänheten eftersom information av detta slag omfattas av EU:s direktiv om miljöinformation.[768]

7.3.2 Register

Förutom underlag av detta mer inofficiella slag finns i nära nog samtliga länder dessutom ett lagligt grundat krav på någon form av *registrering* av förorenade områden. Benämningen varierar – prioriteringslistor, kartläggning, förklaring, klassning – men förfarandet och betydelsen är oftast densamma; miljömyndigheten listar vissa områden och denna registrering får en rättslig effekt. Vad som däremot varierar är *vilka områden* som registreras, och *den närmare innebörden* av den rättsliga effekten av detta.

När det gäller vilka områden som registreras ligger de på en skala från osäkerhet om dess föroreningsstatus till konstaterad och allvarlig förorening. I ganska många länder registreras samtliga områden som misstänks vara förorenade i någon form av offentligt register (Finland, Schweiz, Spanien, Italien). I andra (Frankrike, Belgien) gäller dessutom att denna information ska antecknas i fastighetsregistret och/eller framgå av gravationsbevis (”certifikat”). Beslutsunderlaget för dessa register över misstänkt förorenade områden varierar; de kan vara baserade på information från ett faktiskt inventeringsarbete enligt ovan, eller enbart på det faktum att viss verksamhet bedrivits på platsen (t.ex. industriverksamhet eller avfallsdeponering).

I andra länder har idén om att registrera fastigheter enbart utifrån en misstanke stött på hårt motstånd. Ett exempel på detta var de s.k. ”section 43-registren” i Storbritannien där fastigheter skulle ingå som ansågs kunna vara förorenade enbart utifrån den tidigare markanvändningen (industritomter m.m.). Dessa register fullföljdes aldrig p.g.a. protester från fastighetsmarknaden och bankväsendet.[769] Den konstruktion som Part IIA EPA nu har fått innebär att enbart allvarligt förorenade områden omfattas av miljömyndigheternas omsorger. Även i Danmark ledde den inledande registreringen av affaldsdepoter till en livlig debatt i mitten av 1980-talet där kritikerna menade att beslutsunderlagen var för bristfälliga. Efter denna debatt skärptes bestämmelserna och innebar att i fortsättningen krävdes tekniska undersökningar före sådana beslut. Som redan har nämnts i avsnittet om Danmark, innebär emellertid den nya jordforurensningsloven en återgång till det gamla, i och med att fastigheter som enbart är misstänkt förorenade ingår i de s.k. V1-områdena.[770]

Sedan finns det också länder där lagstiftaren av andra skäl har valt att knyta någon form av registrering till det faktum att fastigheten faktiskt är

[768] Miljöstyrelsen nr. 1/1995, sid. 128 med hänvisning till dir. 90/313/EEC.
[769] Se avsnitt 4.3.1.
[770] Se avsnitt 5.3.3.

förorenad, eller rent av allvarligt förorenad. Så är ju fallet med den nederländska prioriteringsordningen enligt Wet Bodembescherming (Wbb) och även den svenska förklaringen av miljöriskområden enligt 10 kapitlet miljöbalken; enbart allvarligt förorenade områden omfattas av dessa ”register”. För Wbb tillkommer dessutom kravet att efterbehandling av området ska vara brådskande.

En sak är att uppmärksamheten kring ett förorenat område kan få effekter på de ingående eller näraliggande fastigheternas marknadsvärde. Detta kan ju ske redan utifrån det faktum att miljömyndigheterna tar med fastigheten i sina inledande inventeringar eller grålistor. En annan sak – som visserligen kan förstärka denna effekt – är att registreringen av misstänkt eller konstaterat förorenade områden typiskt sett också är förenad med vissa rättsliga effekter. En sådan kan vara att ett misstänkt området inte får överlåtas innan det har undersökts ytterligare (Frankrike, Belgien), att det är förbjudet att ändra markanvändningen i området (Danmark) eller att andra former av markanvändningsrestriktioner gäller (Sverige). Dessa bestämmelser har dubbla syften, varav ett är riktad mot fastighetsmarknaden; att uppmärksamma att det registrerade området är förknippat med en miljöskuld. Till detta kommer ett miljövårdssyfte; att förhindra att föroreningarna sprids ytterligare, att de förorenade massorna används okontrollerat och att efterbehandling försvåras i området.

7.3.3 Slutsatser om registrering

Att inventeringsarbetet resulterar i en lista över förorenade områden är ett oundvikligt och även önskvärt resultat av miljövårdsarbetet i dessa sammanhang. Alternativet vore att hålla resultatet hemligt, en lösning som dock vore föga aptitlig sett med svenska ögon. Denna väg är heller inte särskilt effektiv, vilket erfarenheterna från Danmark visar. Där har stundtals fastighetsmarknaden varit så pass upphetsad att den reagerat negativt redan på miljömyndigheternas inledande förfrågningar efter vissa verksamheter i ett område. Vad som är märkligt är att denna effekt är så olika från land till land. Så har den nederländska fastighetsmarknaden alls inte reagerat som den danska. På ett allmänt plan verkar det även vara så att marknadens reaktioner är som störst i början av en miljövårdskampanj i ett land, men att de avtar allteftersom det blir mer samhälleligt accepterat att bygga på marker som tidigare varit förorenade.

Vid en diskussion om vad som kan vara en lämplig balans mellan ett effektivt miljövårdsarbete och ett skydd för enskildas ekonomiska ställning bör man också problematisera uttrycket ”värdeminskning”; i vilken situation uppstår en sådan och vad menas med detta uttryck. Att en privatbostad som tidigare betraktats som ren, minskar i värde på grund av att fastigheten –

felaktigt som det visar sig – har registrerats som förorenad enbart utifrån en misstanke, går knappast att förneka. Denna effekt kan bli både ekonomiskt kännbar och långvarig för husägaren eftersom det alls inte är säkert att den upphör när fastigheten ”frias” från denna misstanke. Att industritomter, avfallstippar och liknande områden registreras enbart utifrån misstanke bör dock inte vara kontroversiellt. Dessa betraktas redan som potentiellt förorenade och överlåtelser sker knappast idag utan föregående administrativa och tekniska undersökningar. Värdet på dessa områden påverkas alltså inte alls på samma sätt av en registrering enbart utifrån misstanke. Sist och slutligen beror det också på vilka rättsliga effekter som är förknippade med registreringen.

När det sedan gäller registrering utifrån konstaterad förorening ställer sig saken annorlunda. Oavsett vilken typ av fastighet det är fråga om, innebär ju upptäckten av en förorening ingen egentlig ”värdeminskning”. Det blir ju här snarast fråga om en anpassning av fastighetens pris till dess ”rätta värde” då miljöskulden blir känd. Detta hindrar inte att det i vissa situationer kan vara motiverat med skyddsregler till förmån för ”oskyldiga husägare”.

Miljövårdsarbetet på detta område resulterar oundvikligen i ett underlag med mer eller mindre väl underbyggd kunskap om olika områden. Denna kunskap är – och bör även fortsättningsvis vara – i stor utsträckning offentlig. Regelrätt registrering eller klassning av områden som misstänkt eller konstaterat förorenade är dessutom ett användbart instrument för att uppmärksamma problemen i ett område samt att ställa vissa krav på de som äger eller nyttjar dessa områden. Den negativa effekten för enskilda av detta bör främst minimeras genom den rättsliga effekten av en registrering anpassas efter kunskapsunderlaget för denna åtgärd. *Registrering enbart utifrån misstanke om förorening* bör därför endast ske av sådana områden som typiskt sett kan förväntas vara belastade med miljöskulder. Jag tänker här på industritomter, avfallstippar och liknande områden. Den rättsliga effekten av en sådan registrering bör enbart vara att den *ska undersökas*. Denna plikt bör aktualiseras vid försäljning eller annars aktualiseras inom en viss, längre tid (fem till tio år) för att ge ekonomiskt rådrum. En variant som påminner om detta system är att vissa åtgärder är förenade med anmälningsplikt inom sådana områden som *typiskt sett är förorenade*. Ett föredömligt exempel på detta är det danska systemet med anmälningsplikt för jordflytt från samtliga V1- eller V2-områden.[771]

Registrering av konstaterat förorenade fastigheter bör emellertid omfatta alla slag av områden oavsett vad de används till. Den rättsliga effekten bör här främst dikteras av miljövårdsbehoven, d.v.s. att förhindra spridning och exponering av föroreningarna till människa eller miljö, att kontrollera an-

[771] Avsnitt 5.3.3.2.

vändningen av förorenade massor samt att förhindra att framtida efterbehandling försvåras. Denna form av registrering bör alltså endast ske av *allvarligt förorenade områden* i enlighet med den svenska modellen för miljöriskområden. Att en sådan åtgärd också måste föregås av ett *omfattande beslutsunderlag* med noggranna undersökningar av det förorenade kärnområdet anser jag vara en självklarhet i sammanhanget. Däremot bär det vara möjligt att i en sådan registrering även inkludera det påverkansområde dit föroreningarna kan förväntas sprida sig inom en normal planeringsperiod för markanvändning, d.v.s. 20-30 år.

Denna form av registrering av allvarligt förorenade områden omfattar alltså även områden med bostadshus. På så vis kan ”oskyldiga” ägare av dessa komma att drabbas vid upptäckten av föroreningar på fastigheten. Det kan därför vara lämpligt att komplettera detta registreringssystem med en åtgärds- eller inlösenordning efter dansk och nederländsk modell. Förutsättningen för att fastighetsägaren ska komma i åtnjutande av en sådan bör vara att han är ”oskyldig”, d.v.s. att han inte har medverkat eller haft någon anknytning till den förorenande verksamheten, eller att han vid förvärvet av fastigheten inte kände till eller borde ha upptäckt att området var belastat. En sådan ordning är helt nödvändig för att undvika ansvarsflykt genom försäljning av förorenade fastigheter.

7.4 Ambitionsnivåer samt rikt- och gränsvärden

7.4.1 Inledning

Under denna rubrik behandlar jag två frågor som bara delvis har med varandra att göra. Den ena avser *ambitionsnivån* för efterbehandlingsarbetet, och den andra i vilken utsträckning man använder sig av *rikt- eller gränsvärden* i detta arbete. Sådana värden kan nämligen användas för att markera att ett område är ”rent” från föroreningar. De kan också användas för andra syften, vilket jag återkommer till nedan.

7.4.2 Ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna

7.4.2.1 ”Multifunctionality” och ”suitable for use”

Traditionellt kan man tala om två skolor för miljöambitionen för efterbehandlingsarbetet med förorenade områden. Nederländerna representerade tidigare den ena, Storbritannien kan representera den andra. I det förstnämnda landet skulle ambitionen vid efterbehandling enligt 1983 års lagstiftning vara ”multifunctionality”. Betydelsen av detta uttryck är att marken efteråt ska vara lämplig för känsligaste tänkbara användning, inbegripet boende, lekande barn och trädgårdsodling. Den högt ställda miljöambitionen i Nederländerna kunde dock inte uppnås i alla lägen. Detta gällde bland annat i storstäder som Amsterdam och Rotterdam, där den allmänna bakgrundsbelastningen av föroreningar ibland överskred de värden som fungerade som målangivelse för efterbehandlingsarbetet i landet i övrigt. Med stöd av miljöekonomiska argument antog därför miljömyndigheterna på dessa orter en lägre ambitionsnivå. I Nederländerna kom därför den traditionella målsättningen för efterbehandlingen av förorenade områden att småningom betecknas med uttrycket ”multifunctionality, unless”.[772]

Inställningen till efterbehandlingsarbetet i Storbritannien var annorlunda. Här kunde ambitionsnivån variera, beroende på om området skulle användas för känsliga ändamål (bostäder, daghem m.m.) eller okänsliga (kontor, industrier m.m.). Denna mer pragmatska policy för miljöarbetet kom att kallas ”suitable for use”.

Idag är som redan har nämnts i avdelning I, den ambitiösa målsättningen om ”multifunctionality” övergiven såväl i Nederländerna som i Danmark. Allmänt kan också sägas att utvecklingen i samtliga europeiska länder går mot ett synsätt som innebär att efterbehandlingen av förorenade områden ska göras utifrån pågående eller planerad markanvändning (”suitable for use”). Det skäl som brukar anges för denna inställning är att man numera är med-

[772] van der Wilt EL 1998:1 sid. 18.

veten om att miljöproblemet med de förorenade områdena är mycket stort, som det kommer att ta lång tid att åtgärda till stora kostnader för såväl den privata sektorn som den offentliga. Det bör dock observeras att i många länder gäller den lägre ambitionen endast för ”historiska” skador (Danmark, Nederländerna, Belgien, Tyskland). För ”nya” föroreningar, d.v.s. sådana som skett eller uppträtt efter ikraftträdandet av nya regler om skydd av marken/jorden, gäller istället oftast att området ska ”återställas” till sitt ursprungliga skick. Denna ambition brukar likställas med ”multifunctionality”. Till detta kommer att systemet med ”base-line studies” för verksamheter med tillstånd enligt EU:s IPPC-direktiv medför en liknande effekt.[773] I dessa fall ska dock återställningen ske med utgångspunkt från det skick området var innan verksamheten påbörjades.

Systemet med dubbel ambitionsnivå kan exemplifieras med den tyska jordskyddslagen (BbodSchG). Här finns ett slags politirättsligt färgad ambition för historiska föroreningar; kravet på lagens adressater är att vidta skäliga åtgärder för att nedbringa föroreningarna i ett område till en nivå där de inte längre utgör någon fara för den mänskliga hälsan eller det allmänna välbefinnandet. Vid denna bedömning ska man utgå från den pågående eller för området lämpliga markanvändningen om denna är i överensstämmelse med skyddet av markens/jordens funktioner enligt lagens målsättning.[774] Om däremot föroreningarna *uppträtt* efter lagens ikraftträdande ska föroreningarna elimineras om detta är skäligt, bl.a. med hänsyn till den tidigare miljösituationen i området.[775]

Till denna beskrivning bör också fogas att det, som en allmän förutsättning i lagstiftningsregimerna om förorenade områden, krävs att efterbehandlingsåtgärderna är miljövårdseffektiva i det enskilda fallet. Detta krav kan sägas innebära en överföring av den förvaltningsrättsliga proportionalitetsprincipen till detta område. I den norska forurensningsloven (FL) anges att kravet på preventiva och reparativa åtgärder gäller så länge som de står i ett ”rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås.”.[776] I den tyska jordskyddslagen anges att det förorenade området ska efterbehandlas om det inte är tekniskt omöjligt eller inte skäligen kan krävas. I så fall ska

[773] Se avsnitt 3.1.3.1och 4.1.3.2.
[774] Sec. 4(3), jfr. med sec. 4(4) BbodSchG. Den engelska lagtexten i den senare paragrafen lyder: ”…shall be obliged to remediate the soil and contaminated sites, and any water pollution caused by harmful soil changes or contaminated sites, in such manner that no hazard, considerable disadvantages or considerable nuisances for individuals or the general public occur in the long term.”.
[775] Sec. 4(5) BbodSchG lyder: ”If harmful soil changes or contaminated sites have occurred after first of March 1999. Pollutants shall be eliminated, where this is a reasonable requirement with respect to the previous soil pollution.”. För den tyska originaltexten, se avsnitt 9.4.4 (not 1005).
[776] 7 § 2 st. FL.

arbetet istället inriktas på att isolera och kontrollera föroreningarna.[777] Ett liknande resonemang används i den belgiska Bodemsaneringsdecreet där det anges att efterbehandling ska ske om det inte är ekonomiskt orimligt.[778] I Storbritannien gäller att myndigheten endast kan kräva sådana åtgärder som är skäliga (”reasonable”) med avseende på att efterbehandlingen ska syfta till att området inte längre kan klassas som förorenat i lagens mening, d.v.s. att det blir ”suitable for use” för pågående eller planerad markanvändning.[779] Skäligheten ska bedömas utifrån kostnaden för åtgärderna och vad som anses vara bästa teknik i efterbehandlingssammanhang (”best practicable remediation techniques”). I bedömningen ska även beaktas föroreningarnas omfattning och allvar och den tekniska utvecklingen på området. Däremot ingår inte konsekvenserna för den enskilde adressaten i denna skälighetsavvägning. Även i den svenska miljöbalken används detta senare uttryck som en samlingsrubrik för allehanda faktorer som bl.a. rör ambitionsnivån för åtgärderna.[780]

7.4.2.2 Diskussion om miljöambitionen

När det gäller målsättningen för efterbehandlingsarbetet finns både nackdelar och fördelar med de två ytterligheterna, ”multifunctionality” och ”suitable for use”. En nackdel med den högre ambitionen i Danmark och Nederländerna har varit att takten i efterbehandlingsarbetet har varit mycket låg. Fördelen med ”suitable for use” är att de begränsade offentliga insatserna kan koncentreras till de områden som utgör de största miljöhoten, att flera områden efterbehandlas och att åtgärderna sker i samband med exploatering och liknande. På så vis blir också ansvarsfrågorna mindre dramatiska att hantera, eftersom det i många fall går att slå ut kostnaderna på efterföljande led. Den främsta nackdelarna ligger i att de efterbehandlade områdena blir bundna till den pågående markanvändningen och att man blir tvungen att använda sig av markanvändningsrestriktioner i ökad utsträckning.[781] Till detta kommer att förorenaren kan slippa undan genom att någon annan får bära dessa kostnader i framtiden.

Enligt min mening ligger det mycket i att det inte är realistiskt med en och samma målsättning för efterbehandlingsarbetet i alla områden. Det kan t.ex. knappast vara samhällsekonomiskt försvarbart att ett område som idag används som industrimark, och som även framgent kommer att användas för

[777] Sec. 4(3) BbodSchG.
[778] Deketelaere anger att den höga målsättningen ska upprätthållas så långt som den inte strider emot begreppet BATNEEC, d.v.s. Best Available Technologies Not Entailing Excessive Costs, se Legal aspects of soil pollution, sid. 37 (Belgien).
[779] Sec. 78E(5) EPA.
[780] 10 kap. 4 § MB.
[781] Detta är en slutsats som dragits angående den nederländska kursändringen, se Seerden & van Rossum i Legal aspects of soil pollution (Nederländerna), sid. 308.

detta ändamål, ska efterbehandlas till den nivå att det blir lämpligt för alla former av känslig markanvändning. Jag tror att arbetet på detta område – som överallt annars – bör vara miljövårdseffektivt. Med detta menar jag inte bara att de åtgärder som ska vidtas i ett område ska vara kostnadseffektiva utifrån en viss målsättning. Jag menar också att denna målsättning bör kunna variera beroende på vad slags område det är fråga om. Den övergripande ambitionen med efterbehandlingsåtgärderna bör sålunda vara att minimera riskerna för framtida spridning av, och exponering för, de restföroreningar som blir kvar i området. Däremot tror jag inte på ett ”delat” system med olika målsättningar beroende på om föroreningen är ”historisk” eller ”ny”. Risken är att ett sådant system skapar besvärliga tröskeleffekter och gränsdragningsproblem. Det bör vara det framtida miljövårdsbehovet som är riktgivande för efterbehandlingsarbetet, inte faktorer i det förflutna.

Med en målsättning som tillåts variera beroende på området och dess framtida användning, kan resurserna för efterbehandlingsarbetet koncentreras till de projekt som är mest angelägna. I enlighet med den nederländska och den danska ordningen verkar det lämpligast att inrikta sig på de områden som har känslig markanvändning eller som är av intresse för dricksvattenförsörjningen, såväl från grundvattentäkter som ytvattentäkter. Målsättningen för efterbehandlingsarbetet i områden med känslig markanvändning – faktiskt pågående eller tänkt i framtiden – bör givetvis vara ”multifunctionality”. När det gäller övriga områden bör som sagt arbetet vara inriktad på att minimera riskerna för människa och miljö utifrån den planerade markanvändningen. Här tror jag emellertid att det är avgörande att detta senare uttryck tolkas i en vidsträckt tidsram. Det är alltså inte den konkret planerade markanvändningen för ett område i en viss situation som ska vara riktgivande för efterbehandlingsarbetet, utan den markanvändning som är tänkbar i området i fråga. Det är istället fråga om en abstrakt riskbedömning på längre sikt som bör göras i dessa fall.

En betydande del av de efterbehandlingsåtgärder som idag vidtas i förorenade områden sker i samband med exploatering. För större sådana projekt bör målsättningen enligt ovan gälla. Ibland kan det emellertid vara smidigt med en ordning som tillåter mindre exploateringsåtgärder i ett förorenat område utan att det utlöser en omfattande efterbehandlingsskyldighet. Det kan ju exempelvis vara så att åtgärden endast avser en liten del av ett större område som är förorenat. Om inte en ventil erbjuds för dessa situationer, kan det resultera i att en ”död hand” läggs på området tills någon vill exploatera det i sin helhet. Här menar jag att det danska systemet med ”frigivelse” kan vara något att ta efter. Exploateringsåtgärderna bör alltså kunna tillåtas om risken för spridning och exponering av föroreningarna minimeras, samt att miljömålen säkras genom att exploateringen inte får äventyra framtida efterbehandling av området.

Som framgick av föregående avsnitt kompletteras den allmänna ambitionsnivån i respektive lagstiftningsregim med skrivningar om att miljövårdsåtgärderna i det enskilda fallet måste vara ”skäliga”. I vissa länder anges uttryckligen att det är en bedömning av kostnadseffektiviteten i miljövårdsåtgärderna, i åter andra är det mer oklart vad avvägningen egentligen avser. Jag tror att det är viktigt att klargöra att vi här har att göra med en skälighetsavvägning där miljövårdsnyttan med åtgärderna vägs mot *två olika typer av faktorer*; dels ”objektiva”, dels ”individuella”. Det är fråga om två olika proportionalitetsbedömningar.[782] Den individuella sidan av denna har att göra med adressatens person och dennes ekonomi, vilket jag återkommer till i kapitlen 9 och 10. Den objektiva sidan av skälighetsavvägningen har att göra med att åtgärderna ska vara miljövårdseffektiva, d.v.s. att mesta möjliga miljövårdsnytta uppnås för pengarna. I denna del kan man säga att det är fråga om att översätta lagstiftningens allmänna målsättningen till en konkret situation. Som nämnts ovan kan denna innebära att det inte i varje situation bedöms som rimligt att efterbehandla t.ex. ett industriområde så att det fortsättningsvis är lämpligt för den allra känsligaste markanvändningen. I detta skede kan man även se att vad som betraktas som ”preventiva” respektive ”reparativa” åtgärder går ihop i en sammanvägd bedömning av vilka åtgärder som är motiverade med hänsyn till den nutida och framtida risken för människa och miljö.[783] Jag har sagt det tidigare, men det tål att upprepas; den efterbehandling som enbart avser ”reparation” utan att den samtidigt är motiverad av någon sådan framtida risk, förekommer knappast. Detta tror jag också är en lämplig ordning.

Det finns också två andra situationer som bör kommenteras. Den ena är att efterbehandlingen av ett område är förenat med en risk för orimliga miljökonsekvenser i sig.[784] Så kan exempelvis vara fallet när man ska muddra förorenade sediment i närheten av skyddsvärda vattenmiljöer. Den andra situationen är när efterbehandlingen är förenad med alltför höga kostnader. Båda dessa situationer har reglerats uttryckligen i några lagstiftningsregimer med innebörd att då ska istället ICM-metoder tillgripas. Denna inställning verkar rimlig som en utgångspunkt. När det gäller avvägningen mot kostnader är det emellertid avgörande hur den görs. Jag menar att här bör man koppla loss från den sedvanliga modellen för beräkning av den branschtypiska toleranströskeln.[785] Riskvärderingsperspektivet innebär istället att det är

[782] Så jämför Bugge exempelvis rimlighetsbedömningen enligt 7 § 2 st. FL med den allmänna proportionalitetsprincipen för att finna att skillnaden – när det gäller objektiva faktorer – är liten eller försumbar, se Bugge i Forureningsansvaret, avsnitt 8.3.2 (sid. 329ff).
[783] Se också Bugge i Forureningsansvaret sid. 349ff.
[784] Efter den gröna lagstiftningen kunde man kanske kalla detta för ett ”miljötekniskt impediment”?
[785] Beräkningen av ”ekonomisk rimlighet” i enlighet med Westerlunds modell (Westerlund 1990 kapitel 6).

den för samhället acceptabla kostnaden för att undvika denna risk som ska beräknas. Beräkningen bör alltså vara samhällsekonomisk, inte individ- eller ens branschinriktad och den ska enbart ligga till grund för bedömningen av vilka åtgärder som ska vidtas i det enskilda fallet. Därmed inte sagt att den enskilde adressaten i alla lägen ska stå för denna kostnad.

7.4.3 Gräns- och riktvärden

7.4.3.1 Gräns- och riktvärden med avseende på förorenade områden

Det finns en klar och gemensam trend inom de europeiska länderna att i ökad utsträckning använda sig av gräns- eller riktvärden i miljöarbetet med de förorenade områdena. Många länder har infört, eller håller på att utarbeta sådana värden för olika sammanhang. Även EU:s vitbok om miljöansvar förespråkar en sådan ordning.[786] Dessa värden kan användas för olika syften och för att markera olika nivåer för föroreningar. En nivå är för att markera ”hur rent är rent”, d.v.s. den föroreningsnivå som ska underskridas efter utförda åtgärder (”T-värden”, där T:et står för ”target”). Rikt- eller gränsvärden kan också användas för att ange den nivå där föroreningarna är så höga eller allvarliga att området måste efterbehandlas, eller att restriktioner i markanvändningen bör gälla (”I-värden”, där I:et står för ”intervention”).[787] En tredje nivå utgörs av de värden som markerar att ett område måste undersökas ytterligare (”U-värde” för undersökning).

För att återgå till exemplet med Nederländerna och Storbritannien återspeglades de olika ambitionerna i miljövårdsarbetet även i ländernas utformning av riktvärden på detta område. I Nederländerna utvecklades tidigt listor med riktvärden i olika nivåer för olika föroreningar.[788] Dessa listor vann, tillsammans med de som publicerades av U.S.A:s federala miljömyndighet, ett stort inflytande på den internationella marknaden för efterbehandling. Även i Storbritannien utarbetades tidigt riktvärden för olika föroreningar. Dessa listor var dock annorlunda konstruerade än den nederländska motsvarigheten; de skulle främst användas vid exploatering och var helt inriktade på den kommande markanvändningen.

Idag används rikt- eller gränsvärden av de flesta länder i miljövårdsarbetet på detta område. Som en bakgrund till diskussionen i denna del gör jag därför först en naturvetenskaplig exkurs där jag jämför användningen i

[786] Se avsnitt 6.3.3.

[787] Ibland används också uttrycket A-värden (A för ”action”) för denna nivå. Tyvärr förekommer även uttrycket T-värden i denna betydelse, där T då står för ”trigger”. Här – som i många andra sammanhang – är nomenklaturen något förvirrande.

[788] A-, B- respektive C-nivåer där den första nivån angav ”hur rent är rent” (T-värde), B-nivån var ett U-värde och C-nivån ett I-värde.

Sverige med några av de länder som kommit långt i arbetet att ta fram sådana värden (Danmark, Nederländerna och Tyskland).

i) Sverige

I vårt land har Naturvårdsverket utarbetat riktvärden för föroreningar i mark.[789] Värdena ska fungera som icke bindande rekommendationer vid den inledande bedömningen av ett områdes föroreningsstatus (riskklassning och s.k. förenklad riskbedömning).[790] Om riktvärdena inte är lämpliga vid bedömning av ett visst område, måste en fördjupad riskbedömning göras utifrån förutsättningarna i det enskilda fallet. Riktvärden finns för 36 olika ämnen indelade i grupper, bl.a. metaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH).[791] Naturvårdsverkets lista anger endast T-värden, d.v.s. den nivå som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter för människa eller miljö. Värdena en sammanvägning av human- och ekotoxikologiska risknivåer.

Ämnena anges i tre olika värden beroende på den tänkta markanvändningen efter att området har efterbehandlats; 1) känslig markanvändning, 2) mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag och 3) d:o utan grundvattenuttag. Den första nivån anges motsvara ”multifunctionality” och här finns ingen begränsning i markanvändningen efter utförda åtgärder. Så tillåter denna nivå att området används för daghem med (jordätande) småbarn eller för bostäder. Exempel på högstahalter i denna nivå är för bly 80 mg/kg TS[792] och för cancerogen PAH 0,3 mg. Som mindre känslig markanvändning räknas t.ex. kontor, industrier och vägar. För nivå 2) anges att grundvattenuttag ska kunna tillåtas inom visst avstånd från det efterbehandlade området. Personer ska inte vistas i området dygnet runt; vuxna endast under arbetstid, barn endast tillfälligt. För nivå 3) gäller samma förutsättningar som för nivå 2), med den skillnaden att grundvattenuttag inte tillåts. Vid en jämförelse av de halter som angavs ovan, gäller i dessa områden för både nivå 2) och 3): bly 300 mg/kg TS och PAH 7 mg/kg TS.

ii) Danmark

[789] Naturvårdsverket: Generella riktvärden för förorenad mark, 1997.
[790] A.a. sid. 17.
[791] För petroleumprodukter finns ett förslag till en egen särskild lista, se Naturvårdsverket – Svenska Petroleum Institutet: Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, 1998.
[792] Milligram per kilo torrsubstans.

I Danmark har Miljøstyrelsen utarbetat kvalitetskriterier för jord, luft och grundvatten (T-värden).[793] Kvalitetskriterierna för jord gäller känslig markanvändning. För alla ämnen finns en humantoxikologisk halt angiven, för många dessutom en ekotoxikologisk. Man har även tagit fram ”avskärmningskriterier” (I-värden) som anger de nivåer där människor måste skyddas från exponering av vissa metaller, PAH och klorföreningar. Sådan avskärmning kan exempelvis ske genom att marken asfalteras. Miljøstyrelsens T- och I-värden är endast riktlinjer för miljömyndigheternas arbete.[794] Värdena kan exempelvis frångås om den allmänna bakgrundsbelastningen av föroreningar är högre än T-nivån.[795] Som jämförelse kan nämnas att T-värdet för förekomsten av bly i jord anges till 40 och 50 mg/kg TS som humantoxikologiskt respektive ekotoxikologiskt högsta-halt. För PAH är motsvarande halter 1,5 resp. 1,0 mg/kg TS.

iii) Nederländerna

Som nämnts i kapitel 3, är den gamla nederländska listan med dess A-, B- respektive C-värden numera ersatt med nya förordningar i ämnet.[796] T- och I-värden är framtagna för jord, grundvatten och sediment. Den gamla B-nivån som markerade att området måste undersökas ytterligare, är ersatt med formeln (T+I):2. De angivna värdena tar hänsyn till såväl humantoxikologiska, som ekotoxikologiska faktorer. För att fortsätta jämförelsen enligt ovan anger den nya nederländska listan T-värdet för bly till 85 mg/kg TS och för PAH till 1 mg/kg TS. I-värdena är bindande på så vis att om dessa halter föreligger anses området vara allvarligt förorenat, vilket ju är en förutsättning för Wbb:s tillämplighet. I-värdena kan dock frångås i skärpande riktning, d.v.s. att ett område kan betraktas som allvarligt förorenat även om föroreningshalterna är lägre än I-värdena. Till detta kommer också den skyndsamhetsbedömning (prioritering) av behovet av efterbehandling som alltid ska göras. Denna måste göras områdesspecifikt, bl.a. utifrån den tänkta markanvändningen. Som nämnts i avsnitt 3.3.6, finns i Nederländerna en koppling mellan riktvärdena under Wbb och bygglagstiftningen.

[793] Miljøstyrelsen 1998.
[794] A.a sid. 7.
[795] A.a. sid. 94
[796] Avsnitt 3.1.3.2.

iv) Tyskland

Regleringen i tyska BbodSchG förutsätter att kravreglerna kompletteras med rikt- eller gränsvärden för olika ändamål. Listor med sådana värden återfinns i en bilaga till 1999 års jordskyddsförordning, Bundes-Bodenschutzverordnung (BbodSchV, Annex 2[797]). Här laborerar man med tre olika typer av värden som utlöser olika plikter. I den officiella översättningen av förordningen benämns dessa ”trigger values”, action values” och ”precaution values”. Det är egentligen bara mellanvärdet (I-värdet) som låter sig inordnas i den nomenklatur som jag har använt ovan.

”Trigger values” används i det inledande arbetet med att undersöka ett område som kan vara förorenat. Om den inledande undersökningar visar att dessa värden överskrids, ska en fördjupad undersökning (inkl. en riskvärdering) vidtas i området. Lagtexten är relativt entydig och det är här frågan om ett imperativ som knappast kan frångås.[798] Om den inledande undersökningen däremot visar att föroreningsnivåerna ligger under dessa värden, betyder det normalt att föroreningarna i området inte hotar jordens/markens grundläggande funktioner.[799] ”Trigger values” för jord anges för olika markanvändningar: Lekplatser, bostäder, parker och friluftsområden, industritomter och affärsområden samt odlingsmark av olika slag. Värden finns även för grundvatten.[800] Som exempel kan nämnas att värdet för bly i jord vid användning som lekplats anges till 200 mg/kg TS.

Uttrycket ”action values” motsvarar som sagt I-värden. Om dessa överskrids ska efterbehandling ske. Här är emellertid det lagliga imperativet något svagare; överskrids värdena ska detta ”normalt signalera” förekomsten av en förorening som måste åtgärdas.[801] Dessa värden anges också för fyra olika markanvändningar, men än så länge endast för dioxiner.[802]

---

[797] Bundes-Bodenschutzverordnung av den 12 juli 1999, officiell översättning av det tyska miljödepartementet.

[798] Lagtexten anger att dessa värden ”shall mean that investigation…is required” (sec. 8(1)1. BbodSchG), medan skrivningen i förordningen anger att detta ska ske ”as a rule” om värdet överskrids eller förväntas att överskridas (sec. 3(4) i förordningen).

[799] Se avsnitt 7.2.1.

[800] Annex 2 till förordningen, punkterna 1.4, 2 och 3.

[801] Egen översättning av den engelska ordalydelsen: ”…shall normally signal the presens…” (sec. 8(1)2. BbodSchG med hänvisning till sec. 4, se även sec. 4(4) BbodSchV).

[802] Annex 2 till förordningen, punkt 1.2.

”Precaution values” anger inte ”hur rent är rent”. De ligger visserligen på en nivå som är lika låg eller rent av lägre än de svenska T-värdena, men den rättsliga betydelsen är en helt annan. Det är fråga om riktvärden som om de överskrids, normalt anses betyda att fara finns för ”harmful soil changes”, något som i så fall utlöser en plikt för lagens adressater att vidta försiktighetsåtgärder. Dessa ska syfta till att föroreningsnivån i området inte ska öka.[803] ”Precaution values” anges för ett mindre antal metaller och organiska substanser i olika typer av jord (lera, silt och sand).[804] För bly anges nivån till 100, 70 och 40 mg/kg TS för respektive jordtyp. För PAH anges värdet till 10 och 3 mg/kg TS, beroende på humushalten i jorden.

7.4.3.2 Slutsatser om gräns- och riktvärden

Gräns- eller riktvärden kan användas i många sammanhang i miljöarbetet på detta område. Som framgick ovan kan värdena avse skilda nivåer, som medför olika rättsverkningar. Samtliga dessa bedömningar görs traditionellt efter miljömyndighetens skön, styrt av anvisningar från centrala myndigheter eller riktlinjer från överprövande organ efter besvär. Det är i dessa situationer som gräns- eller riktvärden kan komma in för att standardisera myndighetens bedömningar. Det är också vanligt att sådana värden ingår i de riskvärderingsprogram (”Risk Assessment Systems”) som utarbetas av de forskare och företag som är aktiva på efterbehandlingsmarknaden, ibland i samarbete med miljömyndigheterna.[805]

Skillnaden mellan uttrycken ”riktvärde” respektive ”gränsvärde” brukar sägas ligga i att de senare är juridiskt bindande, medan de förra är rekommendationer. Det är emellertid inte fråga om en klar distinktion, snarare en glidande skala som får bestämmas utifrån två typer av faktorer; dels vilket utrymme som finns för bedömningar i det enskilda fallet, dels vilka rättsverkningar som är förknippade med gräns- eller riktvärdet. Den vanligaste ordningen är att värdena uttrycker något som miljömyndigheten ”bör utgå ifrån”, ”normalt bör gälla” och liknande formuleringar. De tyska värdena som markerar att ett område ska undersökas ytterligare (”trigger values”) är dock närmast av karaktären gränsvärden. Även i Belgien och Italien finns en uttalad ambition att utveckla gränsvärden.[806]

---

[803] Sec. 8(2) BbodSchG med hänvisning till sec. 7, se även sec. 9 BbodSchV.
[804] Annex 2 till förordningen, punkt 4.
[805] Se Ferguson 1999, sid. 33 samt även EU:s samarbetsorgans på området, Clarinet, hemsida där det finns en genomgång av medlemsländerna: www.clarinet.at/policy/nat_approaches.htm.
[806] Se Deketelaere & Deketelaere i Legal aspects of soil pollution (Belgien), sid. 35 och Montini & Landi i samma antologi (Italien) sid. 236f.

Huvudargumentet för att använda gräns- eller riktvärden är att dessa utgår från situationen i miljön. Användningen av fasta kriterier befrämjar också standardiseringen i miljöarbetet, d.v.s. att miljömyndigheterna gör likartade bedömningar i likartade situationer. Dessa argument är giltiga på ett allmänt plan och de bör därför även vara vägledande när det gäller regleringen med avseende på förorenade områden. När det gäller användningen av dessa normer med avseende på förorenade områden finns det emellertid några begränsningar som måste beaktas.

I avhandlingen Miljökvalitetsnormer från 1999 lyfter Gipperth fram tre grundläggande kriterier för vad som bör få betecknas med denna term.[807] Det första är miljörelationskriteriet som avser att normen måste avspegla en gräns för en kvalitet i miljön som är objektivt kontrollerbar. Det andra avser normens rättsverkan; till normen ska kopplas regler som bestämmer enskildas materiella rättsläge, d.v.s. vad de får respektive inte får göra i förhållande till miljötillståndet. En renodlad miljökvalitetsnorm medför alltså en direkt rättslig effekt utan att någon myndighet gör någon mellanliggande bedömning. Det tredje kriteriet har med återkoppling att göra; det ska finnas en koppling mellan normen och enskildas rättsläge som medför att förändringar i miljötillståndet får direkt effekt för den senares handlingsutrymme utan att någon lagändring görs. Denna modell för miljökvalitetsnormer är användbar främst i situationer där det är fråga om att reglera pågående verksamheter och utsläpp i medier som är relativt lätta att kontrollera (luft och vatten). Systemet fungerar också bäst om ändrade handlingsmönster för verksamheter och utsläpp får ett genomslag i miljötillståndet som inte är alltför avlägset eller icke-linjärt. Som Gipperth påpekar, trögheter i det ekologiska systemet måste beaktas för att ett system med miljökvalitetsnormer ska fungera tillfredsställande.[808]

Det system som tecknats skiljer sig från ett system med fasta normer för föroreningar i områden som har påverkats i (länge sedan) förfluten tid och som utlöser rättsliga plikter i efterhand. Det är till att börja med knappast kontroversiellt att påstå att det är svårt att mäta och rätt värdera föroreningar i jord. Det är alltså tveksamt om det finns parametrar som är enkelt kontrollerbara och som återspeglar miljötillståndet. Till detta kommer att de gräns- och riktvärden som används är fastställda ur ett riskvärderingsperspektiv; värdena ska markera nivåerna för förekomsten eller frånvaron av en viss risk för människa och miljö. En fullödig riskbedömning för förorenade områden och deras omgivningar kan sällan göras på ett allmänt plan.[809] Varje område är specifikt när det gäller jordsammansättning och hydrologi, klimat,

[807] Gipperth, L: Miljökvalitetsnormer. Uppsala universitet 1999, sid. 200ff.
[808] A.a. sid. 204.
[809] För liknande åsikt, se Rehbinder i EL 2000 (3) s. 85, på sid. 89, där han pekar på att individuella beslut för att värdera dessa risker är överlägsna användningen av numeriska värden.

spridningsförutsättningar och omgivningsförhållanden. Vissa av dessa förhållanden kan beaktas när man fastställer värdena, men långt ifrån alla. En viss halt av föroreningar kan medföra stor risk för omgivningen på en plats, på en annan endast obetydlig risk. Slutligen ska framhållas att det i praktiken har visat sig svårt att finna parametrar som rätt avspeglar de risker som orsakas av hela den komplexa miljösituationen.

Dessa argument mot användningen av miljökvalitetsnormer för förorenade områden, som ju närmast gäller miljörelationskriteriet, håller emellertid inte när det gäller grundvatten. Här kan man utgå ifrån att om detta inte håller en viss kvalitet i form av frånvaron av vissa föroreningar, är det farligt för den mänskliga hälsan och miljön. Problemet med dessa värden ligger istället i rättsverkanskriteriet. Att grundvattnet innehåller en viss blyhalt säger inte alltid vilka åtgärder som krävs för att få ned dessa halter och vilken tid det kommer att ta. Ofta är det egentligen bara klart att det ekologiska systemet är komplext och reagerar inte alltid som vi vill, på ont och gott.

Nu menar jag inte att miljökvalitetsnormer inte är användbara när det gäller den rättsliga regleringen kring förorenade områden. Det bör redan idag vara möjligt att lägga vissa halter av farliga substanser i marken direkt till grund för rättsliga plikter. Förekomsten av höga halter av kvicksilver, arsenik och andra tungmetaller bör medföra ett direkt påbud om att föroreningarna ska avlägsnas eller isoleras från omgivningen. De internationella exemplena visar också att det sker en utveckling mot system med värden som inte bara är specifika för olika typer av markanvändning, utan också för olika jordtyper (tyska ”precaution values”). Andra exempel visar på hur man har kopplat rättsliga effekter till gränsvärden för halter av föroreningar i grundvatten i områden som är betydelsefulla för dricksvattenförsörjningen. Det är dock främst fråga om *avstyrande eller indirekta plikter*, d.v.s. påbud om att inte använda vattnet eller en skyldighet för miljömyndigheten att agera. Vid en diskussion om miljökvalitetsnormernas användbarhet när det gäller att utlösa en *efterbehandlingsskyldighet* för förorenade områden är det nog emellertid så att dessa bedömningar måste baseras på en riskvärdering i det enskilda fallet, åtminstone i den närmaste framtiden. Utifrån dagens kunskapsnivå kan också en alltför stark betoning av betydelsen av över- eller underskridna värden riskera att göra hela systemet stelbent. Därför bör värdenas ”bindande verkan” tillåtas variera beroende på vilken nivå som ska anges och vilka rättsverkningar som det är fråga om. En sådan ordning för olika gräns- och riktvärden och deras rättsliga effekter eventuellt kan ha följande utseende:

Nivån för ”hur rent är rent” (T-värde) bör markeras av riktvärden eftersom detta typiskt sett är en sådan bedömning som ska göras områdesspecifikt. Detsamma gäller de nivåer som anger när ett område är

(allvarligt) förorenat eller när det behövs försiktighetsåtgärder och markanvändningsrestriktioner (I-värde). Förekomsten av höga halter av vissa, särskilt hälso- eller miljöfarliga föroreningar bör dock, som redan nämnts, kunna anges som miljökvalitetsnormer. Ett överskridande av dessa bör följaktligen direkt medföra krav på konkreta, i förväg beskrivna åtgärder. Förutsättningen för detta är dock att föroreningarna är belägna så att risken för exponering och spridning är hög, ett förhållande som måste beskrivas i objektiva termer (X meter i djupled från grundvatten, Y meter i sidled från ytvatten, i markens ytskikt o.s.v.). Det kan vara så att dessa miljökvalitetsnormer ändå måste förses med en dispensmöjlighet för att undvika omotiverade krav. Om grunderna för sådana dispenser anges klart i förväg, bör graden av objektivitet ändå kunna hållas på en förhållandevis hög nivå. Det största utrymmet för regelrätta miljökvalitetsnormer menar jag dock finns på U-nivån. Denna nivå markerar ju förekomsten av en risk och plikten består i att undersöka området ytterligare. Om dessa värden överskrids, bör alltså en fördjupad riskbedömning av området utföras.

7.5 Plikterna för adressaterna

7.5.1 Inledning

Lagstiftningen om förorenade områden fördelar olika plikter på miljömyndigheterna och på adressaterna. I detta avsnitt diskuteras främst innehållet i de plikter som gäller för adressaterna. Dessa plikter kan sägas inordnas under tre rubriker; att anmäla, att undersöka samt att efterbehandla och vidta andra försiktighetsmått. Under respektive rubrik ryms emellertid en mängd skilda krav och skyldigheter.

7.5.2 Inventeringar

På detta miljöområde finns det en grundläggande arbetsfördelning mellan miljömyndigheterna och adressaterna som återspeglas i nära nog samtliga lagstiftningsregimer som studien omfattar. Fördelningen innebär att myndigheten står för den inledande inventeringen av sådana områden som är eller kan vara förorenade. Dessa inventeringar utgår normalt från olika preliminära underlag om miljöfarliga verksamheter och dess utsläpp. Gången kan illustreras med den svenska s.k. MIFO-modellen,[810] som går från branschkartläggning, över orienterande studier till översiktliga undersökningar för att avgöra ett områdes föroreningsstatus.

> Den första delen innebär att olika verksamheter i skilda branscher delas in i klasser utifrån en preliminär riskbedömning. Denna bedömning är baserad på allmänna erfarenheter av de risker som verksamhetstypiska föroreningar kan innebära för människa och miljö samt sannolikheten för att detta ska inträffa. Branschkartläggningen bygger på sammanställningar och utvärdering av befintligt underlag. I detta skede genomförs inga fältundersökningar.
>
> I den orienterande fasen görs en platsspecifik riskbedömning av det enskilda objektet. Bedömningen görs med stöd av insamlade, tillgängliga data om platsen, verksamheten och de kemikalier som använts där. Nu görs också platsbesök och intervjuer med personer som har kunskap om verksamheten. Den orienterande fasen syftar till en riskklassning utifrån fyra faktorer; kemikaliernas farlighet (art), föroreningsnivå (grad), deras utbredning och spridnings-

[810] Metod för Inventering av Förorenade Områden, utvecklad av Naturvårdsverket.

förutsättningarna samt omgivningens känslighet/skyddsvärde. Fasen syftar också till att ligga till grund för en prioritering av de objekt som ska undersökas ytterligare.

Den översiktliga undersökningen består av ett mindre antal provtagningar i jord, yt- och grundvatten samt sediment med efterföljande kemiska analyser och biologiska tester. Provtagningarna utförs främst i föroreningskällans närområde (kärnområde). I vissa fall kan enstaka prover även tas i det s.k. påverkansområdet. Syftet är att fördjupa kunskapen om områdets föroreningsstatus för att därigenom bekräfta eller ändra den riskklassning som gjordes i den orienterande fasen.

Miljömyndigheternas insatser på detta område varierar givetvis från ett land till ett annat. Som nämndes ovan, är dock arbetsfördelningen mellan myndighet och adressat i princip densamma; myndigheten gör en första inventering och utifrån denna ställs därefter de vidare kraven på adressaten. Det kan däremot vara lite olika i vilket skede som kraven kan ställas på den senare.

7.5.3 Att undersöka

7.5.3.1 Preliminära krav

Det första krav som ställs på adressaten är vanligen att denne ska undersöka ett områdes föroreningsstatus. Ofta kan det vara fråga om att miljömyndigheten faktiskt känner till att ett område är förorenat, men inte i vilken grad och spridning. I denna situation är adressatfrågan – åtminstone i teorin – inte särskilt komplicerad; kraven ställs normalt på den som har orsakat föroreningen eller på den som har varit inblandad i en verksamhet som orsakat denna. Situationen blir mer komplicerad när det är fråga om att ställa krav på undersökningar av ett område *som misstänks vara förorenat*. Här finns det olika lösningar representerade i de olika lagstiftningsregimerna om förorenade områden. I de flesta länder är det möjligt att ställa ett sådant *preliminärt krav*, i andra är så inte fallet. Innan jag går in närmare på detta, kan det vara på plats med en reservation; lagstiftningsregimerna om förorenade områden handlar ofta om områden som är konstaterat förorenade. För att få en heltäckande bild av den möjlighet som en miljörättsordning ger att ställa preliminära krav är det därför nödvändigt att även studera de regler som gäller för pågående verksamheter i alla dess delar. Som jag redan nämnt i inledningskapitlet är studien inte upplagd på det sättet.

I miljöbalken finns en regel om undersökningsplikt i 10 kapitlet.[811] Den gäller dock endast områden, byggnader och anläggningar som faktiskt är förorenade. Om föroreningar inte är konstaterade i området är miljömyndigheten hänvisad till de allmänna tillsynsreglerna i 26 kapitlet. Så kan myndigheten förelägga den som utövar eller har utövat en verksamhet eller vidtagit en åtgärd *som kan befaras medföra förorening* att utföra undersökningar och dess verkningar.[812] Denna regel betraktas som ett naturligt utflöde av de skyldigheter och det ansvar för miljön som var och en ådrar sig vid utövandet av farliga verksamheter. Någon ersättningsskyldighet från myndighetens sida föreligger inte mot adressaten för kravet om det sedermera skulle visa sig att området inte var förorenat.

De flesta miljörättsordningar i Europa tillåter att preliminära krav i en eller annan form ställs på adressaterna. Såväl regleringen i Danmark och Norge, som den i Tyskland och Nederländerna tillåter att krav ställs på undersökningar redan utifrån en misstanke om förorening i ett område. Enligt den norska forurensningsloven kan dessa krav riktas mot ”den ansvarlige for virksomheten som fører eller som det er grunn til å tro kan føre til forurensning, …”.[813] Uttrycket ”virksomheten” ska här ges en vid tolkning.[814] I den nederländska varianten i Wet Bodembescherming kan kravet däremot endast ställas mot den som nyttjat en fastighet i näringsverksamhet.[815] Gemensamt för dessa miljörättsordningar är att adressaten får stå för kostnaderna, även om det visar sig att misstanken om förorening inte kan bekräftas.

I den tyska Bundes-Bodenschutzgesetz ges en noggrann definition av områden som är misstänkt förorenade. Denna omfattar både gamla industriområden och gamla avfallstippar som misstänks vara påverkade av bl.a. föroreningar i en sådan omfattning att marken/jordens funktioner äventyras. Indikationer om en sådan misstanke kan särskilt vara att farliga substanser har hanterats i området över en längre period eller i stora mängder eller att de metoder som använts för att sköta verksamheten och dess störningar ger anledning till att tro att substanserna har skadat marken/jorden.[816] I dessa situationer kan miljömyndigheten förelägga förorenaren eller markägaren att utföra de undersökningar som behövs för att rätt värdera risken för människa och miljö.[817] Något som särskiljer den tyska ordningen från dem som har nämnts tidigare, är att kostnaden för dessa undersökningar i vissa fall ska ersättas av miljömyndigheten. Detta ske om misstanken om föroren-

[811] 10 kap. 8 § MB.
[812] 26 kap. 22 § MB.
[813] 51 § FL.
[814] Bugge i Forurensningsansvaret, sid. 550ff.
[815] Sec. 43 Wbb.
[816] Sec. 2(4) och 2(6) BbodSchG och sec. 3 i förordningen, BbodSchV.
[817] Sec. 9 BbodSchG.

ing inte konfirmeras och om adressaten inte själv kan sägas ansvara för de omständigheter som misstanken grundades på.[818] Denna regel torde innebära att möjligheten till återbetalning är öppen främst för den som inte har bedrivit någon förorenande verksamhet i området, exempelvis en markägare som är adressat för kraven på undersökningar. Som redan nämnts i kapitel 5, finns ett liknande synsätt i Danmark; kravet på undersökning enligt JFL kan riktas ”mulig forurener” och de gäller en ”eventuel forurening”.[819] Den danska återbetalningsregeln verkar dock vara än generösare mot adressaterna, eftersom sådan återbetalning ska ske inte bara när det inte finns någon förorening i området, utan också när myndigheten inte kan visa att föroreningarna helt eller delvis härrör från adressatens verksamhet.[820]

Samtliga de lagstiftningsregimer som beskrivits ovan är välvilligt inställd till preliminära krav om undersökningar. Så är emellertid inte fallet med den engelska lagstiftningen i Part IIA EPA. Den gäller endast för områden som är konstaterat, allvarligt förorenade. Hela regelverket utgår från att det är miljömyndigheten som ska visa att reglerna är tillämpliga. Jag har uppfattat att utrymmet för preliminära krav är litet, åtminstone i denna delen av EPA.

7.5.3.2 Undersökningar och kravet på precision

Undersökningen av ett (misstänkt) förorenat område är en långvarig process. Den måste ske i faser allteftersom kunskapen om området växer steg för steg. I uttrycket ”undersökning” ligger dessutom allt från en provtagning i ett avgränsat område i jakt efter någon enstaka substans, till en regelrätt plan för ett större undersökningsprojekt. De olika lagstiftningsregimerna har ägnat denna fråga varierande uppmärksamhet. I miljöbalken används bara beteckningen ”undersökningar” utan någon närmare bestämning. I den nederländska Wet Bodembescherming skiljer man på tre typer av undersökningar; preliminär undersökning, områdesbedömning och efterbehandlingsundersökning.[821] Den senare avser att undersöka och bedöma den lämpligaste metoden för att efterbehandla området. Den nederländska ordningen innebär att en vittgående utredningsbörda läggs på adressaten för kraven. Detta är inte

[818] Egen översättning av den engelska lagtexten i sec. 24(1) BbodSchG (min kursiv): ”…, the parties required to carry out the investigation shall be reimbursed for relevant costs if they are not responsible for *the circumstances upon which the suspicion* was founded.”.
[819] Se avsnitt 5.3.4.3 med hänvisning till 40 §, jfr. med 76 § 4 st. JFL.
[820] Pagh hävdar JFL-kommentaren (sid. 240ff) att ett krav på markundersökningar skulle kunna strida emot förbudet om ”selvinkriminering” enligt art. 6 i Europakonventionen om skydd för de mänskliga rättigheterna genom att adressaten tvingas att ta fram bevismaterial mot sig själv. Pagh har i denna fråga en helt annan inställning till räckvidden av detta förbud än den som House of Lords gav uttryck för i Green-målet (R v. Hertfordshire C. C. V., ex p. Green Environmental Industries, All E.R. 773). I det avgörandet fann domstolen att motsvarande bestämmelse i sec. 71(2) EPA 1990 inte stred mot konventionen. Till denna fråga återkommer jag i annat sammahang.
[821] Avsnitt 3.3.4.

möjligt med de regler vi har i Sverige. Här är utgångspunkten att myndigheten kan förelägga adressaten att ta fram ett beslutsunderlag, men ställningstagandet till vilka åtgärder som ska utföras måste fattas av myndigheten själv. Till detta kommer att kravet på precision i vitesbelagda förelägganden har ställts mycket högt i den praxis som utvecklats vid Koncessionsnämnden och förvaltningsdomstolarna. Man har inte godtagit allmänt formulerade förelägganden om att ett område ska undersökas.[822] Denna ordning fungerar alls inte bra i efterbehandlingssammanhang. Det säger sig själv att undersökningsarbetet blir alltför trögflytande och långvarigt om det är miljömyndigheten som i varje situation ska anvisa den exakta utbredningen av det område som ska undersökas, vilka substanser som ska omfattas och vilka mätmetoder som ska användas o.s.v.. Här måste det finnas ett ökat utrymme för att arbetet ska bedrivas i enlighet med en plan som adressaten upprättar och myndigheten godkänner. Jag återkommer i nästa avsnitt med en redogörelse för hur sådana planer kan fungera, samt några synpunkter de lege ferenda.[823]

7.5.3.3 Andra typer av undersökningar

Hittills har jag bara resonerat kring undersökningar som vidtas efter initiativ av en miljömyndighet i det enskilda fallet. I en del länder har det emellertid utvecklats krav på undersökningar i andra situationer. En variant på detta finns i den belgiska Bodemsaneringsdecreet där man har anammat den s.k. New Jersey-modellen. Innebörden är att industritomter inte får överlåtas utan föregående undersökningar av områdets föroreningsstatus. Syftet med bestämmelsen är att uppmärksamma miljöskulderna i dessa områden och att stimulera till privaträttsliga lösningar mellan avtalsparterna.[824]

Till detta kommer ett instrument som gäller i flera av de europeiska IPC-regimerna, nämligen ”base-line studies”.[825] Detta innebär att verksamhetsområdet föroreningsstatus måste dokumenteras och ingå i beslutsunderlaget inför ett tillståndsbeslut. När verksamheten avslutas finns sedan en skyldighet att återföra området till dess ursprungliga status.

---

[822] Enligt ordalydelsen kan även vittgående krav på utredning ställas på den danska jordforureningslovens adressater (se 40 § 1 st. 2 p. JFL som talar om ”klarlægge, hvordan følgerne af forurening afhjælpes eller forebygges.”). Enligt Pagh sätter dock även i Danmark det allmänna kravet på precision i förvaltningsbeslut klara gränser för vad som kan krävas i dessa sammanhang (Pagh i JFL-kommentaren, sid. 266f).

[823] Avsnitt 7.5.5.

[824] En omvänd ordning finns f.ö. i den svenska miljöbalken, 26 kap. 22 § sista st. MB. Här kan miljömyndigheten förena ett krav på undersökningar av ett område med ett överlåtelseförbud.

[825] Se avsnitt 3.1.3.1 och 4.1.3.2, där det också nämns att såväl den nederländske, som den engelske lagstiftaren anser att detta krav följer av EU:s IPPC-direktiv.

7.5.3.4 Slutsatser om undersökningar

Möjligheten att kunna använda sig av preliminärer är av avgörande betydelse för miljömyndigheternas möjlighet att arbeta på detta område. Miljörättens övergripande riskvärderingsperspektiv medför att den som har bedrivit en verksamhet *som kan ha* orsakat en förorening, också bör ha bevisbördan för att så inte är fallet och därmed få stå för de *utredningskostnader* som är nödvändiga i sammanhanget. Regler om återbetalning för de fall en påbjuden undersökning visar att marken är ren eller att föroreningarna inte med säkerhet kan knytas till adressaten, är knappast förenliga med denna grundsyn. Effekten av en sådan regler blir troligen att miljömyndigheterna låter bli att ställa kraven på undersökningar och att dessa heller inte blir gjorda i myndighetens regi. Ett sådant synsätt strider mot det synsätt som funnits i både Sverige och i andra länder i långa tider när det gäller regleringen av miljöfarliga verksamheter; kravet på att undersöka och dokumentera följderna av en sådan verksamhet är ett utflöde av den allmänna kravregeln om att vidta skäliga försiktighetsåtgärder.[826] Ett sådant krav hör så att säga till spelets regler och kallas ibland för ”PPPP”, d.v.s. *Potential* Polluter Pays Principle”.[827] Enligt min uppfattning ligger skyddet mot överdrivna krav gentemot verksamhetsutövarna i att undersökningsplikten är försedd med en ”tröskel” genom att myndigheten ska kunna visa att det kan *befaras* att en området är förorenat. I denna del är regleringen i den tyska jordskyddslagen väl utvecklad och intressant; misstanke om förorening kan grundas på typen av *område* och/eller det faktum att farliga *substanser* har hanterats i ett område över en längre period eller i stora mängder och/eller att de *metoder* som använts för att sköta verksamheten och dess störningar ger anledning till att tro att området är förorenat.

Vad som enligt min mening emellertid kan vara mer diskutabelt är om varje överlåtelse av vissa fastigheter – typiskt sett industritomter – ska föregås av en offentligt reglerad skyldighet att undersöka markens föroreningsstatus. Ett sådant system har både för- och nackdelar. Fördelarna, som jag redan har nämnt, består i att eventuella miljöskulder uppmärksammas och att ansvaret för att åtgärda dessa ”privatiseras” genom en uppgörelse mellan köpare och säljare på fastighetsmarknaden. Nackdelarna är dels att systemet kan inbjuda till byråkrati, dels att det är svårt att konstruera utan kryphål. Det första problemet tror jag man bemästrar genom att undersökningen och dess resultat inte blir föremål för någon prövning hos tillsynsmyndigheten. Det bör räcka att generella föreskrifter meddelas om

[826] När undersökningsplikten infördes i ML 1973, menade både 1968 års Vattenlagsutredning och Vattenöverdomstolen kravet inte var någon nyhet utan endast ett utflöde av den allmänna kravregeln i 5 § miljöskyddslagen (och 8 kap. 32 § ÄVL), se Darpö i Vem har ansvaret, sid. 46f.
[827] Vandekerckhove sid. 220 (se avsnitt 1.3.2.2).

vad dessa undersökningar ska innefatta samt att den ges offentlig uppmärksamhet, exempelvis genom en anteckning i ett offentligt register. De närmare formera för dessa undersökningar tror jag kan överlåtas till fastighetsmarknadens aktörer. Problemet med lagstiftningens konstruktion har att göra med svårigheten att göra en entydig definition av begreppet ”överlåtelse”. Ska begreppet bara täcka regelrätta köp av en fastighet, eller ska det även omfatta förvärv av andelar i en juridisk person som i sin tur äger en fastighet. Om endast den förra formen av förvärv träffas av regeln, blir den i det närmaste meningslös i situationer som den främst är till för, nämligen kommersiella transaktioner. Utan att gå in i denna diskussion alltför mycket, nöjer jag mig här med att peka på att detta är ett problem som måste hanteras.[828]

Oavsett vilken lösning som väljs, bör dock undersökningsplikten i dessa sammanhang breddas. Detta kan ske genom att de fastigheter som måste undersökas före överlåtelser, också omfattas av en fortlöpande undersökningsplikt. Den kan exempelvis vara utformad som en skyldighet att utreda områdets föroreningsstatus med tio års mellanrum. Från allmän synpunkt uppnås därmed två saker; behovet av en heltäckande definition av överlåtelsefallen minskar, och den allmänna kunskapen om fastigheternas föroreningsstatus ökar och blir oberoende av om de överlåts eller inte. Systemet med ”base-line studies” är också intressant i detta sammanhang. För att detta och andra system för verksamhetsutövarnas egen undersökningskontroll ska vara effektivt krävs dock att ekonomiska medel verkligen är reserverade för dessa ändamål. Detta kan ske genom att tillstånden regelmässigt förenas med krav på ekonomisk säkerhet.

7.5.4 Att anmäla

Anmälningsplikt som förvaltningsrättsligt instrument förekommer i många skepnader inom detta område. Det kan vara fråga om att göra miljömyndigheten uppmärksam på att en verksamhet som kan förorena mark eller vatten har påbörjats, att exploatering ska ske i ett redan förorenat område eller att efterbehandlingsåtgärder ska vidtas. Ett typiskt exemplet på det senare finns i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd,[829] en bestämmelse som kompletteras med en möjlighet för tillsynsmyndigheten att meddela förelägganden om tillståndsprövning av större efterbehandlingsprojekt.[830]

[828] Liknande problem finns f.ö. vid alla bestämmelser som knyter en viss plikt till förvärvet av en fastighet. Ett näraliggande exempel är ju ansvarsregeln i 10 kap. 3 § MB och den kontroversiella frågan om hur den ska tolkas i detta avseende, se avsnitt 10.6.3.3.
[829] 28 § FMH.
[830] 9 kap. 6 § 2 st. MB. För ett utförligare resonemang om dessa instruments användbarhet på efterbehandlingsområdet, se Naturvårdsverket: Om ansvar för miljöskulder i mark och vatten, avsnitt 11.2 (sid. 83ff).

Alla dessa typer av anmälningsplikter är av stort intresse för en rättslig diskussion om förorenade områden. Men som studien i övrigt är begränsad, är även diskussionen under denna rubrik inskränkt till att avse enbart sådan anmälningsplikt som syftar till att göra miljömyndigheten uppmärksam på en redan uppkommen förorening eller föroreningskälla.

Den första och kanske mest självklara av dessa anmälningsplikter är den som gäller upptäckten av en förorening. Efter vad jag har funnit, är emellertid en sådan plikt inte särskilt vanlig i europeiska sammanhang. En sådan *upplysningsskyldighet* finns dock i miljöbalken, införd efter dansk modell.[831] Plikten träffar var och en som upptäcker en förorening som kan medföra skada eller olägenhet för människor eller miljön. Rekvisitet ”kan medföra” är valt för att markera att tröskeln är låg på så vis att den som gör upptäckten inte ska ge sig in i någon avancerad riskvärdering. Såväl den svenska som den danska regeln är straffsanktionerad.[832] Den danska anmälningsplikten är dessutom förenad med en stopplikt; om en tidigare okänd föroreningen upptäckts under pågående projektering måste arbetet avbrytas omedelbart. Det får inte fortsätta innan miljömyndigheten meddelat villkoren härför, eller att det har gått fyra veckor.[833]

En annan typ av anmälningsplikt är knuten till *avslutandet* av en miljöfarlig verksamhet. En sådan skyldighet underlättar såväl upptäckten av föroreningar i verksamhetsområdet, som möjligheten att ställa verksamhetsutövaren till svars. Denna anmälningsplikt är relativt vanlig i de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden.[834] I Sverige förekommer den emellertid endast i en begränsad version. Enligt en regel i konkurslagen som infördes samtidigt som miljöbalken, ska nämligen konkursförvaltaren anmäla till tillsynsmyndigheten om konkursbolaget efterlämnat kemikalier eller farligt avfall samt om verksamheten givit upphov till mark- eller vattenföroreningar.[835] Denna regel täcker emellertid inte andra situationer när företag avslutas på annat sätt än genom konkurs.

7.5.5 Att vidta efterbehandlingsåtgärder

7.5.5.1 Definitioner på efterbehandling

I detta avsnitt behandlar jag den grundläggande plikten att efterbehandla det förorenade området. Först diskuterar jag vad som ingår i uttrycket ”efterbehandling”. Därefter tar jag upp vad som kännetecknar instrumentet

[831] 10 kap. 9 § MB respektive 21 och 71 §§ MBL.
[832] 29 kap. 5 § MB respektive 110 § MBL.
[833] 71 § JFL.
[834] Den finns bl.a. i Frankrike och Belgien (van Lang i Deketelaere & Deketelaere (Frankrike) sid. 130 och Deketelaere i Deketelaere i samma antologi (Belgien), sid. 35. Se även 20 § FL.
[835] 7 kap. 16 a § konkurslagen.

”efterbehandlingsplan”. Slutligen nämner jag något om tillträde till annans mark.

Den grundläggande plikten för lagens adressater i dessa sammanhang är att efterbehandla det förorenade området. Vad som ligger i detta uttryck är inte alldeles klart. För svenskt vidkommande saknas en entydig *definition* i miljöbalken. Miljöskyddsutredningen använde på sin tid uttrycket ”återställning” i sitt slutbetänkande som synonym till efterbehandling:[836]

> ”Med återställande förstås åtgärder för att försätta ett skadat område i ett skick som är godtagbart från hälsosynpunkt och allmän miljösynpunkt.”

Uttrycket ”återställning” har idag nästan försvunnit ur facklitteraturen på området. Orsaken är att det anses leda fel på så vis att det knappast är möjligt att helt ”återställa” ett förorenat område, vilket ju f.ö. också återspeglades i definitionen ovan. Numera används istället uttrycket ”efterbehandling” som en samlingsbeteckning för alla de miljövårdsåtgärder som kan bli aktuella:[837]

> ”Åtgärder som syftar till att varaktigt eliminera eller minska den nuvarande och framtida påverkan på hälsa och miljö från föroreningar i mark, grundvatten, sediment och från deponier, samt att begränsa inverkan på landskapet.”

Den tyska uttrycket är ”Sanierung”, som definieras enligt följande:[838]

> ”Remediation (Sanierung) within the meaning of this Act refers to measures
> 1. to eliminate or reduce pollutants (decontamination measures),
> 2. that prevent or reduce spreading of pollutants in a lasting way, without eliminating the pollutants themselves (securing containment measures),
> 3. that eliminate or reduce harmful changes in the soil’s physical, chemical or biological characteristics.”

På engelska – som alltså är det internationella normalspråket för detta rättsområde – används uttrycket ”remediation”. Som nämnts i kapitel 4,[839] ges detta uttryck i Part IIA EPA en mycket vid definition. Om man lägger samman de olika definitionerna framträder de element som kännetecknar den moderna förståelsen av uttrycket ”efterbehandling” i en mycket vid bemärkelse (t.ex. i samband med efterbehandlingsplaner, se nedan). Det är fråga om åtgärder för att *undersöka* det förorenade området, att *avlägsna* föroreningarna från marken, grundvattnet eller sedimenten samt att *återställa* de naturliga funktionerna i dessa element, och dessutom åtgärder för att *isol-*

[836] SOU 1983:20 Bättre miljöskydd II, se Darpö 1994 sid. 48.
[837] Naturvårdsverket: Efterbehandling av förorenade områden 1997, sid. 12.
[838] Sec. 2(7) BbodSchG.
[839] Avsnitt 4.3.2.2.

era, kontrollera och övervaka föroreningarna så att de inte sprids vidare i miljön.

7.5.5.2 Efterbehandlingsplaner

I föregående avsnitt nämndes att flera lagstiftningsregimer om förorenade områden lägger en större utredningsbörda på adressaterna än vad som är möjligt med miljöbalken. Denna begränsning delar vi f.ö. med Storbritannien. I Part IIA EPA ges visserligen en relativt väl utvecklad instrumentering för miljömyndigheterna att ställa krav på förorenare och markägare. Krav kan ställas på såväl undersökningar i flera led, som efterbehandling. För att kraven ska vara effektiva måste de emellertid vara så preciserade att de fungerar i ett straffrättsligt sammanhang. Detta ställer de engelska miljömyndigheterna i samma svåra situation som de svenska. Här skiljer sig våra regimer klart från vad som gäller i exempelvis Nederländerna och Tyskland. Där har man utvecklat ett instrument som anses vara avgörande för effektiviteten i miljövårdsarbetet, nämligen de s.k. *efterbehandlingsplanerna*.

I den nederländska Wet Bodenbescherming (Wbb) anges att en efterbehandlingsplan ska innehålla en ingående beskrivning av hur efterbehandlingen ska utföras, målsättningen med åtgärderna och önskad kvalitet på jorden (ambitionsnivån) samt finansieringen av projektet.[840] Här ska också anges var de förorenade massorna ska deponeras efter utförda åtgärder. En bedömning ska också göras av de föroreningar som blir kvar efter utförda åtgärder och i så fall, hur området ska kontrolleras och vilka försiktighetsåtgärder och restriktioner för markanvändningen som bör gälla. Efterbehandlingsplanen ska upprättas av lagens adressater och godkännas av miljömyndigheten. Den senare kan också förelägga adressaten att upprätta och följa en sådan plan.[841]

Den tyska varianten av efterbehandlingsplan är än mer utvecklad.[842] Förutom det som framgick ovan, kan en efterbehandlingsplan enligt BbodSchG även inkludera några andra instrument som är viktiga i sammanhanget. För det första kan miljömyndigheten besluta att planen ska upprättas av en auktoriserad efterbehandlingsexpert. För det andra kan planen inkludera och göra bindande de överenskommelser som slutits angående miljövårdsåtgärder i området. I denna delen kan vara fråga om såväl avtal mellan enskilda parter (t.ex. flera förorenare eller en exploatör och en förorenare), som avtal mellan en enskild part och miljömyndigheten. Slutligen kan också den tyska efterbehandlingsplanen inkludera samtliga de

[840] Sec. 39 Wbb.
[841] Sec. 43 Wbb.
[842] Sec. 13 BbodSchG. Detaljerna utvecklas i sec. 6 BbodSchV samt i Annex 3 till denna förordning.

tillstånd som behövs för att utföra miljövårdsåtgärderna i området. Detta kallas planens ”concentration effect” och avser att underlätta efterbehandlingsprojekten genom en samordning av samtliga myndigheters prövningar av de åtgärderna som ingår i detta.

7.5.5.3 Kontroll och övervakning

När väl ett område är undersökt och efterbehandlat finns ofta restföroreningar kvar som motiverar två typer av åtgärder; dels *övervakningsåtgärder*, dels *restriktioner i markanvändningen*. De senare drabbar främst den som äger eller nyttjar marken och diskuteras därför vidare i kapitel 10. När det gäller övervakningsåtgärder varierar inställningen något från land till land. Miljöbalken saknar uttryckliga regler om sådana även om det verkar förenligt med tidigare rättspraxis att detta är något som åvilar förorenaren så länge som det finns ett miljömässigt behov av sådana åtgärder.[843] Den tyska inställningen verkar vara densamma. Den engelska lagstiftningen är däremot mer ”kortvarig” i sitt genomförande; miljömyndigheterna ska uppmärksamma och klassa de allvarligt förorenade områdena, de ansvariga ska efterbehandla det tämligen omgående. Därefter går övervakningsansvaret tillbaka till myndigheten. Det ansvar som ligger på EPA:s adressater finns bara kvar så länge som området är klassat som allvarligt förorenat, det långsiktiga ansvaret för miljön ligger på de engelska miljömyndigheterna.

7.5.5.4 Fastighetsägarens rättsliga position

En annan fråga av intresse är om det finns någon *skyldighet för miljömyndigheterna* att efterbehandla ett förorenat område i de situationer som det saknas en adressat för lagens krav. Man kan också vända på det hela och fråga om det finns en rätt för den som äger en förorenad fastighet att få den efterbehandlad. Som framgått i kapitel 5, finns en sådan rätt för ”oskyldiga markägare” genom den danska ”værditaps-ordningen”.[844] Vissa lagstiftningsregimer – bl.a. den nederländska – innehåller en skyldighet för kommunerna att i vissa fall lösa in allvarligt förorenade fastigheter. Utöver detta finns det inte någon lagstiftningsregim som ger markägaren någon direkt rätt att inom viss tid kunna påkalla efterbehandling. Visserligen finns det på många håll ett lagligt krav på miljömyndigheterna att göra en prioritering av de områden som ska undersökas och efterbehandlas. Takten för genomförandet av dessa åtgärder överlämnas däremot överlag till myndigheternas vilja och plånbok. Ett undantag från denna huvudregel kan möjligen utgöras av den engelska lagstiftningen. Genom dess konstruktion på relativt snabba åtgärder i allvar-

[843] KN 95/73 (Askersunds kommun), se Darpö 1994, sid. 74. Det bör även nämnas att denna typ av åtgärder omfattas av 2 kap. MB, liksom reglerna om egenkontroll och kontrollprogram i 26 kap. MB.
[844] Avsnitt 5.1.3.3.

ligt förorenade områden kan den faktiska effekten bli att en viss ”rätt” till efterbehandling uppkommer för de markägare som inte själva är adressater, d.v.s. främst när det är fråga om områden som klassificerats som förorenade p.g.a. att substanserna i marken endast utgör ett hot mot ett vattenområde.[845]

Slutligen några ord om lagstiftningens geografiska tillämpningsområde eller frågan om miljömyndighetens tillträde till det område som ska undersökas eller efterbehandlas. I Danmark har denna frågan varit föremål för en intensiv debatt genom årens lopp. Den ursprungliga miljøbeskyttelseloven gav inte myndigheten någon möjlighet att kräva att lagens adressater skulle vidta åtgärder på mark som han inte hade rådighet över. För att råda bot på denna situation introducerades en sådan regel i 84 a § MBL. Jag har uppfattat detta som en mycket dansk problematik, utan motsvarighet i de övriga länder som studien omfattar. Allmänt i dessa länder gäller istället att lagens krav är tillämpliga oavsett *om föroreningarna uppträder på adressatens egen eller på annans mark.* För de senare situationerna erbjuds en offentligrättsligt grundad tillträdesrätt, kombinerad med en möjlighet för markägaren att få ersättning för de skador som kan uppkomma av undersökningen eller efterbehandlingen.[846] Att denna fråga har väckt uppmärksamhet just i Danmark menar jag beror på den sammanblandning som där har skett mellan civilrättsliga och offentligrättsliga regler på området. I det praktiska livet är dock frågan om tillträde knappast är kontroversiell. Trots att vi i alla år som föregått miljöbalken har saknat uttryckliga regler om tillträdesrätt i Sverige, har det mig veterligen aldrig uppträtt någon markägare som – utan att själv vara adressat för kraven – motsatt sig att undersökning eller efterbehandling sker på hans mark. Det är faktiskt svårt att ens förstå vilka skäl som skulle kunna motivera ett sådant motstånd, åtminstone från hans sida.

7.5.5.5 Slutsatser om efterbehandlingsplaner

Genom ett krav på efterbehandlingsplan kan ett omfattande ansvar läggas på lagens adressater att ta fram beslutsunderlag för undersökning och efterbehandling av de förorenade områdena. Detta är något som är avgörande för effektiviteten i miljöarbetet i dessa sammanhang. Denna utveckling av nya instrument kontrasterar emellertid mot situationen i Sverige och vår stränga, förvaltningsrättsliga praxis när det gäller kravet på precision i vitesbelagda förelägganden. I denna del utgår diskussionen helt från svenska förhållanden, även om den har en vidare giltighet.

Det underliggande resonemanget från Koncessionsnämndens och förvaltningsdomstolarnas sida har varit att ett vite är en tvångsåtgärd jämförbart med straff och att adressaten därför exakt måste veta vad han ska göra för att

[845] Avsnitt 4.3.3.4.
[846] 28 kap. 5 § MB, 75 § FL, sec. 78G EPA, sec. 49 Wbb, sec. 12 BbodSchG, sec. 21(2) BSD.

undkomma att det döms ut.[847] Detta synsätt har särskilt slagit igenom när det gäller krav på undersökningar av ett förorenat område. Vid ett flertal tillfällen har Koncessionsnämnden underkänt denna typ av förelägganden med motiveringen att de har varit alltför vagt formulerade. Under lagstiftningsarbetet med miljöbalken fördes en diskussion om att denna stränga förvaltningsrättsliga praxis skulle göra det omöjligt att ställa krav på någon att upprätta en plan över ett större undersöknings- eller efterbehandlingsprojekt. Jag har svårt att förstå denna inställning, bl.a. mot bakgrund att rättssäkerheten för enskilda knappast är lägre i de länder som har utvecklat detta instrument. Det är egentligen bara fråga om *vad som krävs* och hur *sanktionerna* mot underlåtenhet ser ut. Under vissa förutsättningar måste även den svenska rättsordningen kunna tolerera att en omfattande utredningsbörda läggs på lagens adressater genom en skyldighet att upprätta en plan.

Den första förutsättningen är att kravet noggrant anges med avseende på vad efterbehandlingsplanen ska innehålla, vem som ska upprätta den och när så ska ske. Så måste den geografiska begränsningen av det område som ska omfattas av planen klart anges. Däremot bör det vara möjligt att överlåta till adressaten att utreda vidare vilka föroreningar som förekommer i området, hur de ska åtgärdas nu och i framtiden, hur de förorenade jordmassorna ska hanteras o.s.v. Efter att planen är utförd ska den nämligen *godkännas av miljömyndigheten*. Om myndigheten därvid inte är nöjd, är man i första hand hänvisad till att meddela ett nytt föreläggande om kompletteringar av planen. Det bör inte möta några förvaltningsrättsliga hinder emot att såväl det ursprungliga kravet på att upprätta planen, som kompletteringskravet ställs genom vitesbelagda förelägganden. Vad som därvid är vitesbelagt är ju bara att en plan ska upprättas och att den ska levereras till myndigheten. Själva innehållet i planen kan däremot knappast vitesbeläggas i den mån det inte klart är preciserat. Om adressaten är missnöjd med myndighetens krav på plan, kan han överklaga beslutet i sedvanlig ordning till miljödomstol.

Om myndigheten även fortsättningsvis är missnöjd med innehållet i den plan som adressaten presterar, uppstår emellertid ett dödläge som måste lösas. Ett möjlig väg ur denna situation kunde då vara att frågan om planens närmare innehåll hänskjuts till miljödomstolen för bedömning. Risken med ett sådant förfarande är att processen blir långvarig och att nya dödlägen kan uppkomma senare när domstolens beslut ska tolkas av adressaten respektive miljömyndigheten. I dessa lägen bör istället det tyska systemet kunna erbjuda en lösning; myndigheten uppdrar åt en auktoriserad expert att upprätta en bindande plan.[848] Efter att ha konstaterat att adressaten inte gör vad

[847] Se avsnitt 2.2.8.
[848] Sec 13 BbodSchG.

han ska, bör alltså myndigheten kunna fatta ett sådant beslut i den ordning som gäller ”rättelse på den felandes bekostnad” enligt miljöbalken.[849] Först tas alltså ett beslut om att planen ska upprättas av en expert, ett beslut som lämpligen förenas med ett verkställighetsförordnande. När planen och räkningen för denna är levererad till myndigheten, tas ett andra beslut, denna gång om att kostnaden ska bestridas av adressaten. Han kan självfallet överklaga detta beslut till miljödomstol som då har att göra en heltäckande bedömning av kravet. Domstolens bedömning i detta skede kan alltså gälla såväl själva grundfrågan, d.v.s. att just denne adressat ska upprätta en plan, som planens innehåll samt kostnaden för dess utförande. Den lagakraftvunna planen kan sedan läggas till grund för krav om att adressaten utför de efterbehandlingsåtgärder som beskrivs. På detta sätt menar jag avslutningsvis, borde det vara möjligt att förena det förvaltningsrättsliga kravet på precision, med genomförandeinstrument som är anpassade efter miljöproblemet med de förorenade områdena.

[849] Se avsnitt 2.2.9.3.

7.6 Sammanfattning

Kapitlet har behandlat vissa grundfrågor som har särskild betydelse med hänsyn till de specifika särdrag som miljöproblemet med de förorenade områdena har. Diskussionen har utmynnat i följande slutsatser.

Tillämpningsområdet för lagstiftningen

Uttrycket ”förorenat område” står som samlingsbegrepp för fyra medier som kan bli skadade på detta sätt; jord/mark, grundvatten, sediment och byggnader/anläggningar. Dessa medier är svåra att skilja åt och det är därför viktigt att en lagstiftningsregim om förorenade områden innefattar samtliga dessa. Ett område i denna betydelse kan också bli negativt påverkad av annat än förorening genom användning av kemiska substanser. Exempel på detta är erosion, jordpackning och salinitet. Med tanke på att det rör sig om mycket disparata företeelser, bör skyddet mot dessa, andra former av påverkan, kunna hanteras inom ramen för sektoriell lagstiftning. Det är däremot viktigt att de bedömningsgrunder som återfinns i en lagstiftningsregim om förorenade områden styr tillämpningen av annan lagstiftning som kan påverka sådana områden. Som exempel på detta kan tas att de bedömningar som görs inom ramen för denna regim också påverkar de som görs i plan- och bygglagstiftningen.

En lagstiftningsregim om förorenade områden bör inte endast omfatta sådana områden som är allvarligt förorenade. En sådan ordning är inte miljövårdseffektiv eftersom det blir områdets föroreningsstatus som blir styrande för när åtgärder ska vidtas, inte vad som ger mest miljövård för pengarna. Med hänsyn till områdets lokalisering (t.ex. närheten till andra förorenade områden), pågående eller planerad markanvändning i anslutning till området och av andra skäl, kan det ofta vara lämpligt att vidta miljövårdsåtgärder även om ett område inte är allvarligt förorenat. Ett system som enbart omfattar allvarligt skadade områden inbjuder dessutom till besvärliga tröskeleffekter eftersom de åtgärder som vidtas endast syftar till att få ned föroreningshalterna till just under denna gräns. Det riskvärderingsperspektiv som bör vara vägledande för miljövårdsarbetet på detta område, talar istället för en ordning där samtliga de områden omfattas där föroreningarna utgör en risk för människor eller miljön. Avgränsningen av dessa områden bör dessutom vara så vid att såväl kärnområdet för föroreningarna ingår, som det område som kan påverkas av föroreningarna inom en normal planeringsperiod (20-30 år). Därigenom kan miljövårdsåtgärderna vidtas i ett sammanhang och i den utsträckning som behövs för att långsiktigt hantera miljöproblemet. Det kan däremot vara lämpligt att prioritera de resurserna i detta arbete till områden som är mest skyddsvärda eller mest akuta att åt-

gärda. Exempel på sådana områden är där dricksvattenintresset är starkt eller där markanvändningen är känslig (bostäder, daghem, trädgårdar o.s.v.).

Registrering

Registrering av förorenade områden är vanligt förekommande i de europeiska lagstiftningsregimerna. Med tanke på de negativa effekter ett sådant uppmärksammande kan få för enskilda fastighetsägare är det viktigt att beslutsunderlagen inför en sådan åtgärd är utförliga. Registrering utifrån enbart misstanke om att ett område är förorenat bör endast förekomma när det gäller industrifastigheter och liknande. När det gäller dessa områden bör en sådan registrering kunna medföra en undersökningsplikt som ska fullgöras vid försäljning eller annars inom en viss (längre) tidsperiod.

Ambitionsnivån för miljövårdsåtgärderna

Miljöproblemet med de förorenade områdena är mycket stort i Europa och det kommer att ta lång tid att åtgärda. En ambition om full återställning av samtliga dessa områden för att göra dem lämpliga för känslig markanvändning är därför inte realistisk, i vart fall inte primärt. En varierad ambitionsnivå bör därför tillämpas. Denna bör dock baseras på en bedömning av den risk som föroreningarna i området utgör för människa och miljö, och vara oberoende av hur och på vilket sätt som området en gång blev skadat. Den högsta ambitionsnivån (”multifunctionality”) bör reserveras för områden för känslig markanvändning och särskilt där det finns skyddsvärda dricksvattenintressen. En lägre ambition bör kunna gälla för övriga områden. Exploatering i dessa senare områden bör tillåtas om villkor meddelas som innebär att miljörisken inte ökar eller att framtida efterbehandling inte omöjliggörs.

Rikt- och gränsvärden

Vid användningen av miljökvalitetsnormer på detta område måste hänsyn tas till miljöproblemets särdrag. Detta får betydelse dels när det gäller vilka parametrar som kan anges som sådana normer, dels när det gäller normernas rättsverkan. Detta innebär att gränsvärden idag främst kan ges som avser ytligt liggande föroreningar i marken och föroreningar i grundvatten. Förekomst av vissa substanser i vissa halter bör här kunna medföra direkta krav på avstyrande åtgärder, t.ex. att täcka över marken eller att rena grundvattnet. I bedömningarna om ett område i sin helhet ska anses som ”rent” eller ”förorenat” kan riktvärden användas till stöd för riskvärderingar i det enskilda fallet. Däremot kan vissa mellanvärden användas som direkt utlöser ett krav på ytterligare undersökningar i området.

Plikterna

De plikter som diskuteras i detta avsnitt avser adressaternas (förorenares och markägares) skyldigheter att anmäla, att undersöka och att efterbehandla. Anmälningsplikten är lämplig att använda i olika sammanhang för att göra miljömyndigheten uppmärksam på föroreningar och på åtgärder som kan påverka dessa.

Det riskvärderingsperspektiv som anläggs i studien talar för att det är nödvändigt att kunna kräva att den som utövar en typiskt sett miljöfarlig verksamhet också ska utreda om denna medfört förorening i ett område. En sådan plikt bör ses som en del av verksamhetsutövarens allmänna skyldighet att vidta försiktighetsmått. Undersökningar är ofta kostbara. För att kunna kräva undersökning bör därför myndigheten först visa att det är sannolikt att området är förorenat.

När det gäller såväl undersökning som efterbehandling bör instrumenten med efterbehandlingsplaner utvecklas och anpassas till det förvaltnings-rättsliga systemet.

8 Miljöansvarets rättsliga natur

8.1 Skadeståndsrätt och/eller förvaltningsrätt?

8.1.1 Olika rättsliga perspektiv på ansvaret

Som redan framgått är avsikten med denna studie att belysa och diskutera den rättsliga regleringen med avseende på förorenade områden. Perspektivet är miljömyndighetens; vilka möjligheter erbjuder lagstiftningen när det gäller att ställa krav på miljöåtgärder i ett sådant område och mot vem ska kraven riktas? I Sverige har denna fråga av tradition reglerats genom att myndigheten givits särskilda regler och instrument av förvaltningsrättslig karaktär att tillgripa i dessa situationer. De rättsliga plikterna har på så vis varit förvaltningsrättsligt grundade. Detta är emellertid endast en av de lösningar som finns representerad bland Europas rättsordningar. I andra länder har man istället ett skadeståndsrättsligt inspirerat synsätt på ansvarsfrågorna; miljömyndigheterna/staten har betraktats på samma sätt som en enskild skadelidande i förhållande till den förorenande verksamhetsutövaren. Tanken är att miljömyndigheten har rätt till ersättning för de utgifter som orsakas av rättsstridiga angrepp på dess intressen. Som sådana har inte bara räknats offentligt ägda eller förvaltade områden, utan alla slags intressen som myndigheten är satt att skydda enligt lag. Just miljöarbetet med förorenade områden har bjudit på typiska exempel på det senare när miljömyndigheterna har efterbehandlat ett sådant område och därefter begärt kostnadstäckning av förorenaren på skadeståndsrättslig grund.

Jag kan inte ge någon egentlig förklaring till att man i de europeiska länderna har haft olika synsätt på ansvarsfrågorna kring ett och samma miljöproblem. För ett sådant svar krävs mer ingående kunskap om ländernas rättsliga traditioner, i såväl civilrättsligt, som förvaltningsrättsligt hänseende. Låt mig ändå peka på två faktorer som jag har noterat under studiens gång som kan utgöra en del av förklaringen.

För det första kan det spela roll vilket vattenrättsligt system landet bekänner sig till. Den ordning som är förhärskande på den europeiska kontinenten

innebär att alla sjöar och vattendrag av betydelse räknas som allmänna.[850] I dessa system – som bl.a. finns i Sydeuropa, Nederländerna, Tyskland och Danmark – är det en statlig eller regional myndighet som ”råder” över vattnet och som därför kan försvara det utifrån en privaträttslig grund vid förorening. I dessa länder finns alltså en stabil tradition av att staten/myndigheten agerar på detta sätt, exempelvis när det gäller att få ersatt de kostnader man haft för att muddra och bortskaffa förorenade sediment. Denna möjlighet finns inte i de länder där den som äger stranden också råder över vattnet. Både Sverige och Storbritannien (England och Wales) tillhör den senare kretsen.

Den andra observationen som jag har gjort, är att synsättet att staten/myndigheten kan agera på civilrättslig grund för att försvara sina intressen verkar ha sin starkaste förankring i syd- och mellaneuropeisk rättsuppfattning. Det kan ha att göra med att här saknas en stabil tradition av förvaltningsrättslig reglering, med för ändamålet avpassade regler och genomförandeinstrument (viten, särskilt tvångsutförande m.m.). En sådan avsaknad kan förstärka ett skadeståndsrättsligt färgat betraktelsesätt på förhållandet mellan myndigheterna och den enskilde.

Båda dessa förklaringsfaktorer har med de rättsliga traditionerna i respektive länder att göra. Idag har dock alla europeiska länder en mer eller mindre modern, förvaltningsrättsligt grundad miljörätt. Samtidigt har man även introducerat och moderniserat miljöskadeståndsrätten. När det gäller miljömyndigheternas möjlighet att ställa reparativa krav med avseende på förorenade områden är därför bilden betydligt mer blandad, för att inte säga komplicerad. Å ena sidan har de länder där myndigheten tidigare arbetade med enbart civilrättsliga remedier numera kompletterat dessa regler med förvaltningsrättslig lagstiftning. Å andra sidan har många av de förvaltningsrättsligt inriktade länderna numera – antingen genom uttrycklig lagstiftning eller genom rättspraxis – accepterat att myndigheten också kan försvara sin intressen på skadeståndsrättslig grund. När det gäller regleringen av förorenade områden betyder det att utvecklingen går mot förvaltningsrättsliga lagstiftningsregimer, men att ansvaret för historiska skador i vissa länder bedöms enligt de traditionella skadeståndsrättsliga grunderna.

8.1.2 Oklarheter i debatten

När nu den rättsliga regleringen av detta miljöproblem har påverkats av såväl ett förvaltningsrättsligt, som ett skadeståndsrättsligt synsätt kunde man

[850] Detta vattenrättssystem kallas för det ”offentligrättsliga”, i motsats till det ”privaträttsliga”. (Se R. Strömberg sid. 30f.) Observera att i vattenrättsliga sammanhang har dessa två uttryck en helt annan betydelse än vad som normalt avses. Eftersom risken för förvirring är uppenbar, undviker jag de vattenrättsliga termerna i texten.

förvänta sig en debatt och ett klargörande om förhållandet mellan dessa synsätt. Denna fråga har emellertid väckt förvånansvärt lite uppmärksamhet, såväl på internationell som på inhemsk nivå. Så har den knappast alls berörts under de mer än tio år som EU har arbetat med ett direktiv om ersättningsansvar om miljödskador.[851] Ett annat belysande exempel på denna tystnad är den svenska implementeringen av 1992 års tilläggsprotokoll till 1969 års oljeskadekonvention. Ett av syftena med detta protokoll var att kodifiera den praxis som hade utvecklats av Internationella oljeskadefonden (IOPC) vid bedömningen av vad som ska betraktas som ersättningsgill skada. Denna praxis innebar att skäliga saneringskostnader skulle ersättas även om oljeskadan endast drabbat miljön i sig (s.k. ekologisk skada).[852] Typiskt sett är detta kostnader som en offentlig myndighet drar på sig efter en oljekatastrof. Trots att denna konstruktion – att en myndighet begär ersättning på skadeståndsrättslig grund för de kostnader som haft när den fullgjort sina skyldigheter enligt lag – innebar ett nytt grepp inom svensk rätt, kommenterades den inte alls i lagstiftningsarbetet.[853]

En sak är att frågan om förhållandet mellan de offentligrättsliga och de skadeståndsrättsliga reglerna på miljöområdet inte har analyserats i någon djupare mening. En annan sak är att när frågan ändå har berörts, har den enligt min uppfattning präglats av en viss oklarhet. Det har under de senaste årens skadeståndsrättsliga diskussion om ekologisk skada varit relativt vanligt att olika författare blandat ihop den privaträttsliga regleringen med den offentligrättsliga. Vidare har man diskuterat myndighetens möjligheter att kräva ersättning för sina kostnader i dessa avseenden, utan att därvid beakta den offentligrättsliga lagstiftningen. Resultatet av en sådan analys kan bli något missvisande, vilket kan illustreras med några exempel.

I antologin ”Harm to the environment” från 1997 pekar Wetterstein på att det finns en trend i den moderna miljörätten i Europa att tillerkänna miljömyndigheterna ersättning för efterbehandlingskostnader på skadeståndsrättslig grund. Som exempel anger han miljöskadereglerna i Finland, Italien, Spanien och Norge. Som ytterligare ett exempel anger han Storbritannien (England och Wales).[854] En sådan jämförelse leder emellertid fel eftersom det senare landet inte alls tillerkänner miljömyndigheterna en sådan rätt på civilrättslig grund. Som har framgått av kapitel 4, är den nya lagstiftningen om förorenade områden i Environmental Protection Act väsentligen offentligrättslig. Wettersteins jämförelse hade blivit mer rättvisande om den hade

[851] Se nedan, avsnitt 8.3.7.
[852] Larsson 1997, sid. 186ff. Se även Wetterstein i Harm to the environment, sid. 38.
[853] I propositionen uttalades bara att den närmare avgränsningen av dessa saneringskostnader får göras i rättstillämpningen (prop. 1994/95:169 Ändrade regler om ersättningsansvaret för oljeskador till sjöss, sid. 63f.).
[854] Wetterstein i harm to the environment sid. 51.

avsett samtliga dessa länders offentligrättsliga *och* privaträttsliga reglering på området.[855] Även i Larssons doktorsavhandling från 1997 finns exempel på denna oklarhet. När hon beskriver ansvarsgrunden i 5 § miljöskyddslagen som ”regardless of fault…” hänvisar hon inte till förvaltningsrättslig rättspraxis, utan till HD-avgörandet NJA 1983 s. 209.[856] Här har jag svårt att följa med i resonemanget. När miljöskyddslagen gällde hade nämligen Högsta domstolen att bedöma enbart frågor av privaträttslig natur.[857] Som framgått av kapitel 2, skapades rättspraxis under denna tid uteslutande av Koncessionsnämnden för miljöskydd och var föremål för rättsprövning vid Regeringsrätten under de sista åren. Därtill kommer att det aktuella HD-avgörandet inte heller handlar om utomobligatoriskt skadestånd. Här var det istället fråga om det speciella förhållandet mellan huvudmannen för en allmän va-anläggning och en fastighetsägare. Detta förhållande är ju närmast av privaträttslig natur, om än med tvångsmässiga inslag. Tvisten gällde tillämpningen av den särskilda skadeståndsregeln i 1970 års va-lag (1970:244) när avloppsnätet hade skadats av olja som läckt ut från en fastighet.[858]

Som en sammanfattning av dessa mina synpunkter kan väl sägas att de skadeståndsrättsliga resonemangen om myndigheternas möjligheter i dessa sammanhang blir oklara om man inte samtidigt beaktar den offentligrättsliga lagstiftningen. Utan att ha den senare i minne, kan det annars bli svårt att föra en diskussion om myndigheternas talerätt, om kompensationens storlek vid ekologisk skada, om behovet av att garantera att ersättningen verkligen används till godo för miljön o.s.v.

---

[855] En liknande vinkling ger Sandvik i JT 1996/97 s. 394, på sid. 398. Även han refererar till de ökade möjligheterna för miljömyndigheterna att begära ersättning för skäliga efterbehandlingskostnader vid miljöskada på skadeståndsrättslig grund. Som exempel på detta anger han den finska miljöskadelagen, den danska miljøerstatningsloven och 8 kapitlet i norska forurensningsloven. Angående det svenska rättsläget anger han emellertid att denna princip inte kommer till uttryck i miljöskadelagen, utan i 5 § miljöskyddslagen samt att den har upplockrats genom rättsfallet NJA 1995 s.249 (Järv-målet). Förutom att denna beskrivning inte är riktig i sak, är det även här fråga om en jämförelse mellan olika storheter som gör att totalbilden blir missvisande. En liknande kritik kan f.ö. riktas mot den senaste antologin på detta rättsområde; Legal aspects of soil pollution and decontamination in the EU member states and the United States. (Red. Seerden, R – Deketelaere, K) Intersentia Uitgevers (Antwerpen) 2000, se min anmälan i Environmental Liability (EL 2000:4, s. 123).

[856] Larsson, avsnitt 4.2, sid. 480 (not 743).

[857] Närmare bestämt om skadestånd p.g.a. miljöskada och andra enskilda anspråk enligt 34 § miljöskyddslagen. Här är det fråga om vilka slags mål som HD hade att göra en ”full prövning” i materiellt hänseeende. Jag bortser från de laglighetsbedömningar som domstolen i vissa fall gjorde – och fortfarande gör – bl.a. i utsökningsmål (se nedan, avsnitt 8.2.4).

[858] Högsta domstolen fann att 29 § va-lagen grundade ett strikt och ömsesidigt ansvar för såväl huvudmannen som fastighetsägaren. Domstolens majoritet kom till denna slutsats efter ett resonemang om lagens förarbeten och det faktum att paragrafen hämtat modell från det strikta ansvar som gäller för parterna vid tomträttsupplåtelser enligt 13 kap. 8 § jordabalken (NJA 1983 s. 209, på sid. 214).

Den oklara beskrivningen av förhållandet mellan de skadeståndsrättsliga och de förvaltningsrättsliga reglerna är nu inte något som enbart förekommer i den skadeståndsrättsliga litteraturen. Att även lagstiftare kan ha svårt för denna distinktion illustreras av ett uttalande som gjordes i förarbetena till miljöbalken.[859] Där motiverades regeln om solidariskt ansvar i 10 kapitlet med att motsvarande gällde enligt reglerna om miljöskada i 32 kapitlet gentemot enskilda skadelidande i omgivningen.[860] Denna jämförelse är emellertid inte alldeles lyckad; reglerna i det förra kapitlet är – till skillnad från de om miljöskadestånd – tillämpliga på föroreningar såväl inom, som utanför själva verksamhetsområdet och är oberoende av fastighetsgränser. De civilrättsliga reglerna i 32 kap. syftar dessutom till att ge *enskilda skadelidande* i en verksamhets *omgivning full kompensation* för skada som har orsakats av en verksamhet. Reglerna om förorenade områden har en annan inriktning. Här är det fråga om att fastställa det ansvar som förorenare och andra har *gentemot miljön som ett allmänt intresse* för att i *skälig utsträckning* undersöka och efterbehandla områden som utgör en fara för människor eller miljö. De båda regelsystemen är alltså olika, såväl när det gäller den geografiska begränsningen (förhållandet till verksamhetsområdet), det skyddade intresset och ansvarets omfattning.

8.1.3 Den fortsatta diskussionen i kapitlet

Så här långt har jag endast pekat på att förhållandet mellan de offentligrättsliga och de civilrättsliga regelverken med avseende på skador i miljön har varit föremål för mycken tystnad och någon oklarhet. Två ytterligare saker bör dock tilläggas. För det första är tystnaden inte total, vilket redan framgått av avdelning I. Ett undantag utgörs ju av den livliga debatt som förts i Danmark samt även de regelrätta kollisionsregler som Hoge Raad har utvecklat och som de nederländska miljömyndigheterna måste beakta vid valet mellan förvaltningsrättsliga och skadeståndsrättsliga remedier (se nästa avsnitt). För det andra är frågan om förhållandet mellan förvaltningsrätten och privaträtten mångfacetterad och komplicerad. Jag har inte för avsikt att utveckla diskussionen i annat än i några enstaka avseenden och dessutom ganska översiktligt. Vad jag däremot kanske kan bidra med – förutom att peka på problemet – är två saker; dels att försöka belysa vad skillnaden i synsätt innebär för miljömyndigheternas möjligheter att arbeta med förorenade områden, dels att påbörja en diskussion om lämpliga lösningar på området.

[859] Se avsnitt 2.2.2.
[860] 10 kap. 6 §, jfr. 32 kap. 8 § MB.

Det följande avsnittet (8.2) ägnas åt skillnaden mellan ett förvaltningsrättsligt och ett skadeståndsrättsligt perspektiv på ansvaret kring miljöproblemet med de förorenade områdena. Vid en jämförelse mellan en lagstiftningsregim som är skadeståndsrättsligt inriktad (Nederländerna) och en som är utpräglat förvaltningsrättslig (Storbritannien och Tyskland) är det tydligt att det är fråga om en skillnad i flera avseenden; en gäller såväl *innehållet i reglerna* och *tolkningen* av dessa, som *förfarandet* när miljömyndigheten ställer kraven på lagens adressater. Diskussionen om för- och nackdelar med de respektive synsätten följer i avsnitt 8.3. Här förespråkar jag en förvaltningsrättslig reglering utifrån en beskrivning av miljöproblemet ur ett *framåtriktat riskvärderingsperpektiv*. Detta har betydelse i både materiellt och formellt hänseende. Med tanke på rättsområdets nära släktskap med miljöskadeståndsrätten, bör dock ett visst intryck kunna tas av dessa regler. För att undvika oklarheter i regleringen, bör emellertid sådana lån endast ske under förutsättning och i den utsträckning som det är fråga om ett medvetet val från lagstiftaren. Kapitlet avslutas med en kritisk diskussion om det perspektiv som anläggs på dessa frågor i EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador.

8.2 Skillnaden mellan de olika lösningarna i den rättsliga regleringen

8.2.1 Inledning

I detta avsnitt diskuterar jag vad som skiljer en förvaltningsrättslig och en skadeståndsrättslig reglering med avseende på ansvaret för att vidta miljövårdsåtgärder i förorenade områden. Ett sätt att åskådliggöra skillnaden mellan de lösningar som valts i olika länder är att sätta upp dessa på en skala. I den ena ändan återfinner vi länder där miljömyndigheterna enbart eller i huvudsak har att förlita sig på förvaltningsrättsliga regler när det gäller att ställa krav på lagens adressater. Exempel på sådana är Storbritannien, Tyskland och även Sverige. Här återfinns också två av våra nordiska grannländer, Norge och Finland. I den andra ändan av skalan finns de länder som istället i huvudsak förlitar sig på en skadeståndsrättslig reglering av ansvaret. I Europa finns inget renodlat sådant exempel, men när det gäller ansvaret för historiska skador finns flera exempel, däribland Belgien, Spanien och Italien. I mitten av skalan befinner sig Danmark med sin blandning av förvaltningsrättsliga och offentligrättsliga regler i denna fråga.

Ett annat och mer fruktbart sätt att diskutera skiljelinjerna mellan de olika systemen är istället att koncentrera sig på de särskiljande frågeställningarna. Det är denna metod som jag har valt i detta kapitel. Här förs diskussionen under två rubriker och fyra frågeställningar. Den första rubriken gäller *innehållet i rättsreglerna*, det materiella rättsläget. Under denna rubrik diskuterar jag dels vissa särdrag i de skadeståndsrättsliga respektive de förvaltningsrättsliga reglerna på området, dels hur deras innehåll påverkas av den metod som väljs för regeltolkning. Den andra rubriken avser *förfarandet* när miljömyndigheten ställer krav på lagens adressater. Den första frågan i denna del gäller om det finns särskilda förvaltningsrättsliga instrument som myndigheten kan använda för att genomföra kraven, eller om den är hänvisad till civilprocessuella regler. Den andra frågan gäller om miljömyndigheten har möjlighet att väcka talan mot den ansvarige på skadeståndsrättslig grund för att tillvarata sina intressen.

8.2.2 Det materiella rättsläget

8.2.2.1 Ett skadeståndsrättsligt synsätt

Ett civilrättsligt synsätt på frågan om ansvar för förorenade områden grundas främst på skadeståndsrättsliga regler. Dessa kan visserligen rymmas i en särskild lag, men kompletteras då av de allmänna skadeståndsrättsliga grunderna enligt civilrättslig lagstiftning eller rättspraxis.

Som redan behandlats i kapitel 3, ansluter den nederländska lagstiftningen om förorenade områden till en sådan ordning. Här byggde de ursprungliga ansvarsreglerna i 1983 års lagstiftning om förorenade områden på att kostnadstäckning skulle ske enligt skadeståndsrättsliga grunder. I den tillfälliga lagen om marksanering (Ibs) fastställdes egentligen bara att miljömyndigheterna skulle inventera de förorenade områdena samt låta efterbehandla de som var allvarligast skadade och där åtgärder brådskade. De förvaltningsrättsliga genomföranderegelerna i Ibs var svaga, bl.a. saknades möjligheter att förena förelägganden med vite. Istället undersökte och efterbehandlade myndigheterna själva dessa områden och begärde därefter kostnadstäckning av de ansvariga med stöd av allmänna skadeståndsrättsliga regler. Detta gjorde att möjligheten till kostnadstäckning blev beroende av skadeståndsrättsliga bedömningar som oaktsamhet, förutsebarhet och preskription. Därigenom blev möjligheten till skadestånd främst begränsad av det i rättspraxis utvecklade s.k. relativitetskravet. I stort sett innebar detta att den ansvarige inte kunde bli skadeståndsskyldig om föroreningen skett före 1975. Den nederländske lagstiftaren har visserligen försökt att motverka de skadeståndsrättsliga begränsningarna genom 1994 års Wet Bodembescherming (Wbb), dels genom en särskild skadeståndsregel för föroreningar som skett före 1975, dels genom förvaltningsrättsligt grundade ansvarsregler och genomförandeinstrument. Samtidigt har man emellertid behållit systemet med kostnadstäckning på skadeståndsrättslig grund. Konsekvensen av detta system kan bli att den rättsliga grunden för adressatens ansvar ändras från presentationen av kraven (föreläggande) till genomförandet (talan om kostnadstäckning). Som jag har nämnt tidigare, är det troligen så att det förvaltningsrättsliga regelverket kommer att anpassas till det skadeståndsrättsliga genom rättspraxis.[861] Härigenom kan de faktorer som hör till det senare systemet komma in i bedömningen så att säga bakvägen.

8.2.2.2 Ett förvaltningsrättsligt synsätt

I ett förvaltningsrättsligt system anges den rättsliga grunden för ansvaret ofta genom ett antal objektiva kriterier i den lag som reglerar miljöproblemet. En vanlig konstruktion är att när ett områdes föroreningsstatus går över en viss nivå (allvarlig förorening) utlöses vissa plikter för den som orsakat föroreningen eller den som annars varit aktiv i området med typiskt sett miljöfarlig verksamhet. Här spelar adressatens medvetenhet, avsikt eller oaktsamhet mindre roll. Skadeståndsrättsliga begrepp som förutsebarhet och preskription m.m. saknar i princip relevans. Som framgått av kapitel 4, utgör den engelska lagstiftningen på området ett tydligt exempel på ett sådant system.

[861] Avsnitt 3.3.5.

För att bli betraktad som adressat för kraven enligt Environmental Protection Act (EPA) Part IIA och Water Resources Act (WRA) räcker det med att ha orsakat eller medverkat till en förorening genom en viss aktivitet eller underlåtenhet. Avgörande för de miljörättsliga kraven är dessutom den nutida eller framtida risken för människor eller miljö, inte hur eller när föroreningen skedde. Omfattningen av kraven ska dock avgöras efter en skälighetsavvägning. I slutändan är visserligen adressatens ansvar straffrättsligt, men utformningen av genomförandeinstrumenten är gjord så att något byte av ansvarsgrund inte sker ”på vägen”.

Den klara skillnaden mellan ett skadeståndsrättsligt och ett offentligrättsligt synsätt på ansvaret för miljöskador i Storbritannien kan illustreras med det omtalade rättsfallet Cambridge Water.[862] I fallet uttalade House of Lords att förutsebarhet var en grundläggande förutsättning för skadestånd i civilrättsliga sammanhang. Eftersom skadevållaren, Eastern Counties Leather, inte kunde förutse att dess användning av lösningsmedel under 1970-talet kunde orsaka förorening av grundvattnet i omgivningen långt senare, blev man inte ersättningsskyldig gentemot det skadelidande vattenföretaget. Detta hindrade dock inte att ELC fick lov att vidta de åtgärder som miljömyndigheten krävde med stöd av WRA. Förutsebarhet är med andra ord ingen förutsättning för det offentligrättsliga ansvaret.

8.2.3 Skadeståndsrättslig tolkning av förvaltningsrättsliga regler

En sak är att en lagstiftningsregim på detta område kan utgå från en skadeståndsrättsligt synsätt på ansvarsfrågorna, ett förvaltningsrättsligt eller en blandning av de båda genom ett medvetet val av lagstiftaren. En annan sak är att rättsregler av det ena slaget kan påverkas till sitt innehåll genom en tolkning som hämtar intryck från det andra rättsområdet. Ett tydligt exempel på detta är Danmark där de förvaltningsrättsliga och de civilrättsliga reglerna på detta vis väver in i varandra (se kapitel 5).

De danska miljömyndigheterna utgick från att den som ansågs vara förorenare i förvaltningsrättslig betydelse enligt miljøbeskyttelsesloven (MBL) också skulle stå för kostnaderna. Detta synsätt underkändes dock av Højesteret som satte upp ytterligare, skadeståndsrättsliga förutsättningar för detta betalningsansvar. Eftersom dessa förutsättningar inte var förutsedda av lagstiftaren blev effekten att det uppstod osäkerhet i systemet. Domstolens resonemang byggde ju på ett slags ”tyst reglering”,[863] eftersom man menade att ansvaret var skadeståndsrättsligt på grund av att lagstiftaren inte klart

[862] Se avsnitt 4.2.2.1.

[863] Uttrycket kommer från arbetsrätten och betyder att en tvistefråga mellan parterna i vissa situationer anses vara reglerad enbart genom frånvaron av ett avtal som säger att något annat gäller.

uttalade att det var förvaltningsrättsligt. Detta ledde i sin tur till flera följdfrågor: Gäller den skadeståndsrättsliga ansvarsgrunden för samtliga plikter enligt MBL, och finns det andra civilrättsliga begrepp som så småningom ska komplettera dessa regler för att de ska vara tillämpliga? Något klart svar finns inte på dessa frågor, men som redan har konstaterats innebär Højesterets lagtolkning att systemet inbjuder till ansvarsflykt genom att de förorenade områdena säljs ut till resurslösa s.k. målvakter.[864] Detta kan emellertid inte helt skyllas på domstolens bedömning. Även lagstiftaren har bjudit in till detta, skadeståndsrättsligt inspirerade synsätt genom sin vacklande inställning till ansvarsgrunden i den offentligrättsliga lagstiftningen.[865] Ett typiskt exempel på detta var den rättsliga ”skvadern” i 84 a § MBL. Här gavs dels en offentligrättslig kompetensregel för miljömyndigheten (att vidta efterbehandling av mark som inte förorenaren råder över efter samtycke av markägaren), dels en civilrättslig regel om den slutliga kostnadsfördelningen. I den senare delen innebar regeln att miljömyndigheten ”trädde i markägarens ställe” i förhållandet mellan honom och förorenaren.

8.2.4 Genomförandeinstrumenten

En renodlad civilrättslig ordning för hur kraven mot de ansvariga ska genomföras kännetecknas av att myndigheten får väcka talan mot skadevållaren i civilprocessuell ordning. Det finns även exempel på blandningar mellan offentligrättsliga och civilrättsliga förfaranden. I många fall ansluter emellertid dessa väsentligen till de senare systemen. Ett sådant exempel är när myndighetens slutliga krav på kostnadstäckning bedöms utifrån adressatens ansvar i skadeståndsrättslig betydelse (oaktsamhet o.s.v.). Härigenom kan den rättsliga grunden för adressatens skyldigheter ändras under resans gång, från det ursprungliga föreläggandet till talan om kostnadstäckning. Ansvaret i ett sådant system kommer följaktligen slutligt att bedömas enligt skadeståndsrättsliga grunder.

En förvaltningsrättslig ordning för genomförandet av myndighetens krav gentemot adressaten ser helt annorlunda ut. Tillstånd med straffsanktionerade villkor och förelägganden som är förenade med administrativa sanktioner (viten) eller hot om straff är typiska exempel på sådana regler. Dessa myndighetsbeslut överklagas i de flesta europeiska länder i förvaltningsrättslig ordning till överordnad myndighet eller departement,

[864] Exempelvis Jacobi anser att ansvaret för pågående verksamheter är objektivt, medan det är culpa-baserat för avslutade verksamheten vid jordförorening (UfR 1995B s. 147, på sid. 152). Hon klargör emellertid inte vid vilken tidpunkt denna övergång i ansvarsgrunden sker. Som nämnts i avsnitt 5.2.3.2, kan enligt Folketingets ombudsman inte heller något krav ställas på den efterföljande markägaren, även om han har förvärvat området till slumppris.
[865] Se Miljøstyrelsen nr. 1/1995 sid. 49, även Basse i MEL-kommentaren sid. 141.

kompletterat med en möjlighet till rättsprövning vid domstol. I några länder överklagas besluten istället till särskilda förvaltningsdomstolar (Finland och Tyskland). Vite och straff döms ut av allmän domstol, men prövningen där är begränsad. I vissa fall har också myndigheten en möjlighet att genomföra åtgärder på adressatens bekostnad (tvångsutförande). Myndighetens krav på kostnadstäckning kan visserligen ske i civilprocessuell ordning, exempelvis i utsökningsmål. I detta mål bedöms emellertid inte den rättsliga grunden för beslutet, utan endast exekutionstitelns laglighet. I engelsk lagstiftning anses myndighetens fordran i dessa fall som jämställd med kontrakt, vilket ger en ganska bra bild av vad prövningen avser.

Som behandlats i kapitel 2, ger den svenska ordningen en bra bild av ett typiskt förvaltningsrättsligt genomförande.[866] Ett sådant genomförande underlättas också av det faktum att samtliga beslut överprövas i särskild ordning inom linjen länsstyrelse – miljödomstol – Miljööverdomstolen. Även när det är fråga om att döma ut viten görs detta vid miljödomstol. Denna ordning innebär att miljömyndighetens beslut normalt sett inte kommer till full prövning i allmän domstol. Detta sker inte ens om myndigheten genomför rättelse på den ansvariges bekostnad och därefter vill ha sina kostnader täckta i ett utsökningsmål. I detta får den allmänna domstolen inte göra någon materiell prövning av beslutet, endast en laglighetsbedömning av exekutionstiteln. Det svenska systemet bygger således på att endast en prövning görs och att den sker inom den förvaltningsrättsliga linjen. Vid själva genomförandet görs endast en begränsad ytterligare prövning.

8.2.5 Miljömyndighetens möjlighet att väcka skadeståndsrättslig talan

För att ge en fullständig bild över den instrumentering som miljömyndigheterna har att tillgå när de ska ställa krav på förorenare, måste slutligen sägas några ord om förhållandet mellan de civilrättsliga och offentligrättsliga ordningarna. I länder där ansvaret för förorenade områden av tradition grundas på ett skadeståndsrättslig synsätt, har också miljömyndigheterna i allmänhet en vidsträckt möjlighet att själv initiera en prövning genom att väcka talan i civilprocessuell ordning. Det är knappast någon tillfällighet att denna möjlighet för myndigheten att få ersättning för sina miljövårdsutgifter med förorenade områden först utvecklades i Nederländerna, Spanien och Italien. I dessa länder skedde denna utveckling genom rättspraxis. I Belgien däremot godtog inte domstolarna att miljömyndigheterna på detta vis fick ersättning för sina miljövårdsutgifter utan lagstöd (den s.k. Walter Key-

[866] Avsnitt 2.2.9.3.

domen[867]). Som nämnts ovan, finns sådant stöd numera i 1995 års Bodemsaneringsdecreet (BSD).

De flesta europeiska länder har idag särskilda, förvaltningsrättsligt grundade regler och instrument för miljömyndigheternas arbete med förorenade områden. Detta innebär att det finns en risk för kollisioner mellan denna lagstiftningsregim och de skadeståndsrättsliga bestämmelserna i de rättsordningar som tillåter att miljömyndigheterna väcker talan med stöd av de senare. Därvid uppstår också ett behov av särskilda gränsdragningsregler för dessa situationer. Som framgått av kapitel 3, har rättsutvecklingen i Nederländerna varit ledande även med avseende på denna fråga.[868] När Hoge Raad godtog att miljömyndigheterna hade tillgång till den skadeståndsrättsliga vägen, trots att det också fanns förvaltningsrättsliga instrument för myndigheterna att tillgå, utvecklade man samtidigt ”twee weegenleer” (”two road doctrine”). Denna innebar att det sattes upp en gräns för myndigheternas tillgång till de skadeståndsrättsliga remedierna; myndighetens val fick inte innebära ett otillåtet intrång i den offentligrättsliga regleringen, och inte heller medföra att enskilda sattes i ett sämre läge i förhållande till myndigheten. I den förra delen har emellertid domstolen varit generös emot myndigheterna. De kan därför tillgripa den skadeståndsrättsliga vägen när de förvaltningsrättsliga reglerna inte räcker till, när man vill få till stånd en samlad bedömning av flera förorenares ansvar eller när man bedömer att den skadeståndsrättsliga vägen ger ett snabbare resultat.

Det senare visar på en annan sida av förhållandet mellan de skadeståndsrättsliga och de förvaltningsrättsliga reglerna; där de senare inte räcker till, kan miljömyndigheten tillgripa de förra. Detta är givetvis extra betydelsefullt i ett system där de förvaltningsrättsliga reglerna har en snäv utformning, vilket kan illustreras med det danska exemplet. En positiv effekt av sammanblandningen av de civilrättsliga och de offentligrättsliga reglerna i MBL har blivit att de skadeståndsrättsliga reglerna kan fungera som alternativ. Härvid har miljömyndigheterna uppnått en ”nederländsk” position som innebär att de kan uppträda som skadelidande i förhållande till förorenaren, så länge som de arbetar i enlighet med det skyddsintresse som lagen anvisar. I denna del verkar man numera ha kopplat bort traditionella, civilrättsliga konstruktioner som negotiorum gestio och liknande. Myndigheten kan därvid begära kostnadstäckning för utgifter för undersökning och efterbehandling av förorenade områden i varierande situationer. Detta har inneburit att myndigheternas möjligheter att arbeta i viss mån har utökats i förhållande till den trånga kostym som MBL har erbjudit. Detta betraktelsesätt kan sägas

[867] Se avsnitt 6.2.3.
[868] Avsnitt 3.2.3.

numera ha bekräftats genom det vida skadebegreppet i miljøerstatningsloven (MEL), som dock endast gäller för vissa verksamheter.

Som motbild till denna beskrivning av miljömyndigheternas möjlighet att tillgripa den civilrättsliga vägen, tecknar sig förhållandet i de länder som har en utpräglad offentligrättslig reglering av miljöansvaret. Som nämnts tidigare, finns här en samsyn mellan den engelska och den tyska lagstiftningsregimerna på detta område. Engelsk miljöskadeståndsrätt har en traditionell inställning till vad som anses vara kompenserbar skada. Skador på ekologiska värden ersätts i princip inte. Även om vissa rättsliga begrepp i den lagstiftningen har hämtat sitt innehåll från skadeståndsrättslig rättspraxis genom ”common law”, har den engelska myndigheten inte tillgång till civilrättsliga remedierna.[869] Miljömyndigheterna kan alltså inte uppträda som skadelidande för att få ersättning för sådana kostnader som de har haft för att upprätthålla sina intressen. Tvärtom kan man nog säga att det är en uttalad ambition hos domstolarna att hänvisa myndigheterna till de offentligrättsliga remedierna.[870]

I Tyskland är rättsläget liknande; miljömyndigheterna kan inte använda skadeståndsrätten för att kräva kostnadstäckning för miljövårdsåtgärder i förorenade områden.[871] I Tyskland görs alltså en klar boskillnad mellan de två rättsområdena. Här är det fråga om ett medvetet val från lagstiftarens sida utifrån en underliggande filosofi om att det allmänna intresset av god miljö bäst tillvaratas med administrativa medel.[872]

[869] Larsson 1999, sid. 374ff.
[870] Se Prez i EL 1998:5, sid. 139, med redogörelse för det s.k. Ambetu-målet i Australien (Victoria).
[871] Se avsnitt 6.2.2.
[872] McKenna-rapporten (Rodewoldt), sid. 93.

8.3 Samsyn eller skilda världar?

8.3.1 Inledning

I detta avsnitt diskuteras hur de olika perspektiven – det offentligrättsliga respektive det skadeståndsrättsliga – inverkar på de rättsliga instrumentens effektivitet när det gäller miljömyndigheternas arbete med förorenade områden. Den slutsats som dras på ett allmänt plan är att en att förvaltningsrättslig – modern miljörättslig – reglering på området är att föredra. När det gäller ansvarsfrågorna kring förorenade områden, bör dock en sådan kunna kompletteras i vissa avseenden med civilrättsliga inslag, såväl när det gäller materiella regler som förfarandet. Eftersom denna diskussion förs med utgångspunkt från de svenska reglerna i miljöbalken, inleder jag med en kort redogörelse för hur man har sett på förhållandet mellan de två rättsområdena rent allmänt i den förvaltningsrättsliga doktrinen.

8.3.2 Allmänt om förhållandet mellan offentlig rätt och civilrätt

8.3.2.1 Äldre uppfattningar

Som framgått av det föregående, kan en diskussion om skillnader och beröringspunkter mellan en offentligrättslig och en skadeståndsrättslig reglering gälla flera frågor och röra sig i flera plan. Jag har försökt att vidga mina perspektiv på förhållandet mellan de två rättsområdena genom en kortare utflykt till den allmänna förvaltningsrättsliga doktrinen. Som en summering kan sägas att mycket har skrivits om olika konkreta frågeställningar som rör sig i gränslandet mellan den offentliga rätten och privaträtten, men lite av detta har relevans för diskussionen i denna studie.

När det gäller förhållandet mellan de två rättsområdena rent allmänt, går det i den äldre förvaltningsrättsliga litteraturen endast att finna spridda uttalanden. Så pekar exempelvis Sundberg på att allmänna domstolar har en tendens att betrakta förvaltningsrätt som ett undantag från en i princip civilrättslig reglering istället för ett självständigt rättsområde. Själv anser han att ”den senare uppfattningen har ett starkare principiellt berättigande”.[873] En liknande inställning demonstrerade Kuylenstierna när han för nära 50 år sedan polemiserade mot Ljungmans inställning att en civilrättslig tolkningsmetod bör användas vid oklarheter i skattelagstiftningen. Själv föredrog den förre en tolkning efter grunderna för lagstiftningen och lagstiftarens intentioner och pekade därvid på att beskattningsrätten och civilrätten lever två helt skilda liv.[874]

[873] Sundberg sid. 138.
[874] Kuylenstierna i FT 1950 sid. 19.

Jägerskjöld diskuterade denna fråga något mer ingående i ett kortfattat verk från 1958.[875] Här pekar han på att i common law-länderna anser man att förhållandet mellan den enskilde och staten är präglat av en avtalstanke och att förvaltningsrätten därför i grund och botten är ett utflöde av civilrätten. Denna inställning skiljer sig klart från den förhärskande på den europeiska kontinenten där man istället anser att det råder en fullständig boskillnad mellan de två rättsområdena. Därför har man också utvecklat en särskild offentligrättslig tolkningsmetod som går ut på att om klara regler saknas i en fråga, ska svaret sökas i enbart förvaltningsrättsliga grundsatser. Civilrättsliga tolkningsdata får i princip inte användas. Jägerskjöld verkar mena att vi i Sverige snarast ansluter till det senare synsättet, även om det är svårt att formulera en allenarådande modell för tolkningen av förvaltningsrättsliga regler. Därtill är rättsområdet är alltför vittomfattande och disparat. Han är följaktligen öppen för olika tolkningsmetoder, främst en teleologisk eller en analytisk sådan. I vissa lägen anser han dock att det är helt klart att en renodlad förvaltningsrättslig tolkningsmetod kan användas. Som exempel på detta anger han när civilrättsliga konstruktioner såsom bolagsbildningar utnyttjas för att undkomma rättsordningen.[876]

8.3.2.2 Modern doktrin

I modernare förvaltningsrättslig litteratur har förhållandet mellan förvaltningsrätten och civilrätten främst behandlats i samband med frågeställningar som rört myndighetsutövning genom enskilda subjekt,[877] det allmänna som avtalspart,[878] kompetensfrågor mellan förvaltningsdomstol och allmän domstol[879] samt – bl.a. på miljörättens område – användningen av civilrättsliga avtal som regleringsinstrument.[880] I dessa arbeten betonar många författare att det på ett allmänt plan inte är lätt att göra en klar distinktion mellan förvaltningsrätt och privaträtt.[881] Det tydligaste exemplet på detta står kanske att finna inom arbetsrätten där det återfinns regler av båda slagen. Dessutom finns här regler som är svåra att kategorisera på det ena eller det andra sättet; vad som i ett land regleras genom offentligrättslig lagstiftning (t.ex. arbetsmiljöfrågor), regleras i ett annat genom kollektivavtal.[882] Man menar också

[875] Jägerskjöld i Om allmän förvaltningsrätt 1958.
[876] A.a. sid. 56.
[877] Se exempelvis Marcusson 1989 och Marcusson i To reguleringstraditioner, sid. 57. Se även Strömberg i FT 1985 s. 49 och Sterzel:Privatisering i NAF 1988 s. 433.
[878] Se exempelvis Madell i Det allmänna som avtalspart 1998.
[879] Se exempelvis Strömberg FT 1995 s. 211 och flera arbeten av Lavin, bl.a. Domstol och administrativ myndighet. (1972) och Lavin i Skrifter tillägnade Gustaf Petrén 1984, s. 61.
[880] Flera verk av Basse, bl.a. i To reguleringstraditioner, sid. 177.
[881] Bl.a. i den nordiska antologin ”To reguleringstraditioner” från 1996. Se även Ragnemalm 1994, sid. 10f.
[882] Se Bruun i den nämnda antologin To reguleringstraditioner, sid. 113.

att den ökade privatiseringen av den offentliga sektorn[883] och utvecklingen mot att förvaltningsrättsligt grundade förmåner för enskilda alltmer ses som mänskliga rättigheter talar för en sådan slutsats.[884] Det verkar dock finnas en samsyn om att det existerar en skillnad mellan de två rättsområdena, men hur stor den är och hur gränsdragningen ska göras måste bedömas för varje förvaltningsrättsligt område för sig. Vissa offentligrättsliga områden – t.ex. de som gäller allmän ordning, säkerhet, hälsoskydd samt inom plan- och byggnadslagstiftningen – kännetecknas av ensidig maktutövning för att tillgodose samhällets bästa. Här anses utrymmet för att använda sig av civilrättsliga avtal och analogier vara mindre.[885]

Jag menar att den slutsats som går att dra av det redovisade materialet är begränsad, men ändå av visst värde för den fortsatta diskussionen; bedömningen av förhållandet mellan de förvaltningsrättsliga och de civilrättsliga reglerna måste göras konkret och för var rättsområde för sig. Man kan också säga att valet av perspektiv också är beroende på den funktion som reglerna ska ha. Detta kan tjäna som utgångspunkt för den fortsatta diskussionen.

8.3.3 Valet av perspektiv

8.3.3.1 Skillnaderna i de olika perspektiven

I avsnitt 8.1 beklagade jag mig över frånvaron av en diskussion om skillnaden mellan en offentligrättslig och en skadeståndsrättslig reglering av miljöansvaret. Som en outtalad utgångspunkt för denna kritik ligger en uppfattning om att valet av perspektiv och lagstiftningsteknik har stor betydelse för de frågor som belyses i denna studie. I det lilla får valet betydelse i en rad konkreta avseenden när det gäller den rättsliga regleringen av förorenade områden. Det är något som jag återkommer till i snart sagt varje avsnitt av de följande kapitlen. Dessa enskildheter i regleringen bygger på något större som jag menar är avgörande för framgång med att utveckla en ”hållbar” miljörätt på detta område. Redan här kan det därför vara på plats att sammanfatta de viktigaste skiljelinjerna mellan de olika perspektiven på miljöproblemet med de förorenade områdena. Det bör dock återigen observeras att det följande är en beskrivning av reglernas användbarhet från miljömyndigheternas synpunkt med avseende på förorenade områden, det är

[883] Se Madell, avsnitt 2.2.2 (sid. 54ff) med flera hänvisningar, även Sterzel i NAT 1988 s. 433.
[884] Flera av Sterzels uppsatser i Konstitutionella studier (1998) behandlar ämnen som mer eller mindre direkt rör denna fråga.
[885] Riberdahl i SvJT 1983 s. 492. Detta hindrar dock inte att det just på detta område finns intressanta exempel på ordningar för att jämka mellan olika, såväl enskilda, som allmänna intressen, se bl.a. planförfarandet enligt PBL

inte fråga om en allmän jämförelse mellan förvaltningsrättsliga och skadeståndsrättsliga instrument.

Den viktigaste invändningen mot en skadeståndsrättslig reglering på detta område ligger i dess brist på *”riskvärderingsperspektiv”*. Dess perspektiv är istället att en konstaterad eller nära förestående skada ska åtgärdas eller kompenseras av den som har vållat den. Detta synsätt är alltför snävt. När det gäller det allmännas möjligheter att effektivt reglera miljöproblemet med de förorenade områdena är det nödvändigt att kunna agera enbart utifrån att det föreligger en risk för skada på människors hälsa eller miljön. Ett annat sätt att uttrycka detta på, är att peka på skillnaden i tidsperspektiven. Den skadeståndsrättsliga angreppsvinkeln är att betona det rättmätiga i att en förorenare får kompensera eller reparera den skada han orsakat. Perspektivet är riktat *bakåt*; avgörande faktorer i denna rättmätighetsbedömning blir då förorenarens subjektiva inställning vid tiden för föroreningen, hans följsamhet med dåtidens normer och krav, tidsaspekten i sig, frågor om orsakssamband, bevisbörda och rättssäkerhet. Det offentligrättsliga – eller snarare det modernt miljörättsliga – perspektivet är istället *framåtblickande* i sin betoning av hänsynen mot framtida generationer. Utgångspunkten blir här att det finns eller kan finnas en förorening som utgör en risk för framtida skada. Frågor om vad som ska göras för att undvika detta och vem som ska göra det, besvaras utifrån detta perspektiv. Svaret kan bli att den person som ligger närmast ska utföra de åtgärder som behövs för att undvika denna risk. På så vis kan det motiveras att vissa krav av preventiv natur ställs på markägaren. Den bakomliggande tanken är att denne har ett aktivt förvaltaransvar för sådant som finns på fastigheten. Sammantaget menar jag alltså att riskvärderingsperspektivet har stor betydelse för de lösningar som väljs på rättsområdet, exempelvis när det gäller bestämningen av adressaterna för kraven.

Detta perspektiv får också betydelse i flera andra avseenden när det gäller miljöarbetet på detta fält. Här måste miljömyndigheterna kunna ställa krav på *utredning och undersökning* av ett område redan utifrån en misstanke om att det är förorenat. Detta krav måste kunna riktas emot någon som är adressat utifrån preliminära kriterier. Sådana kan t.ex. innebära att den som utövat en verksamhet som befaras ha orsakat förorening får stå för viss undersökning. Med ett offentligrättsligt synsätt är ett sådant krav en del av ”spelets regler”, det tillhör förutsättningarna för att få bedriva vissa former av miljöfarliga verksamheter. Med ett skadeståndsrättsligt synsätt är detta emellertid en omöjlighet – förutsättningen för ansvar är ju att någon verkligen har orsakat en förorening.

Den fråga som tydligast har illustrerat skillnaden mellan de två synsätten har varit den om *den subjektiva sidan av ansvaret* för historiska skador, d.v.s. om det förutsätter culpa hos förorenaren och om han kunde förutse

skadan. Här bör man inledningsvis påpeka att en rättvis jämförelse förutsätter en civilrättslig regim där förorenaren har ett skadeståndsansvar gentemot miljömyndigheten som bärare av det allmänna intresset av en god miljö i sig i vidsträckt betydelse. Ett typiskt exempel på detta är den nederländska lagstiftningen. Även när så är fallet, är det en stor skillnad mellan ett traditionellt *oaktsamhetsansvar* enligt culpa-regeln, och ett förvaltningsrättsligt grundat ansvar utifrån objektiva kriterier. Gentemot de skadeståndsregimer som sedan länge bygger på strikt ansvar, t.ex. den svenska och den engelska, blir skillnaden liten eller försumbar.

Skillnaden i synsätt återverkar också på *vem* som kan vara ansvarig respektive adressat för kraven. Den skadeståndsrättsliga utgångspunkten är ju att skadevållaren är ansvarig, kompletterat med ett gemensamhetsansvar i de fall flera har orsakat skadan. Som framgått av redogörelsen i avdelning I, bygger den förvaltningsrättsliga regleringen i många fall på förenklingar eller styrningar av plikterna till vissa adressater, t.ex. att de övergår till den som förvärvar en verksamhet eller en anläggning. Däremot är det inte någon större skillnad i synsätten när det gäller förutsättningarna för när markägare kan vara skadeståndsrättsligt ansvarig respektive förvaltningsrättslig adressat. De länder som har ett traditionellt strängt markägaransvar på civilrättslig grund, har också ofta en motsvarande förvaltningsrättslig hållning. Detta behöver dock inte alltid vara fallet; i Sverige är det förvaltningsrättsliga ansvaret betydligt strängare än det skadeståndsrättsliga, i Danmark är det snarast tvärtom.

En annan fråga där det skadeståndsrättsliga och förvaltningsrättsliga synsättet skiljer är *tidsaspekten*. Så är fallet mellan en skadeståndsregim med kort preskriptionstid beräknad från den skadegörande handlingen (Sverige) och en förvaltningsrättslig regim med plikter som är kopplade till förhållanden idag (Tyskland). Också denna skillnad är beroende på hur respektive regim är utformad. Modern förvaltningsrättslig lagstiftning om förorenade områden är ofta försedd med tidsgränser, beräknade från tidpunkten för utsläppet eller upphörandet av verksamheten/anläggningen. Än viktigare är dock att enligt skadeståndsreglerna i många länder beräknas inte preskriptionen från tidpunkten för den skadegörande handlingen, utan istället från det skadliga förhållandets upphörande. Det är alltså fråga om ett fortlöpande ansvar. Till detta kommer att de europeiska skadeståndsrättsliga tidsgränserna ofta är betydligt längre, 20-30 år. Om man därtill lägger till ett vidsträckt förutsebarhetsbegrepp till förmån för det allmänna intresset, blir skillnaden mot en förvaltningsrättslig reglering mindre.

Vad som däremot klart skiljer ett skadeståndsrättsligt synsätt från ett förvaltningsrättsligt när det gäller förorenade områden, är *föremålet* för regleringen. Den förvaltningsrättsliga regleringen utgår ifrån att ett förorenat område bör undersökas och efterbehandlas i ett sammanhang. Det kan alltså

vara fråga om separata skador i skadeståndsrättslig betydelse. Det kan också vara fråga om att miljövårdsåtgärder behöver vidtas såväl inom verksamhetsområdet som i omgivningen. Det skadeståndsrättsliga ansvaret kan ju normalt endast avse omgivningen.

8.3.3.2 Slutsatser om valet av perspektiv

När det gäller valet av reglering för miljömyndigheternas arbete med förorenade områden råder det enligt min mening ingen tvekan om vilken modell som är att föredra. På ett allmänt plan är ett förvaltningsrättsligt synsätt är att föredra, vilket är en slutsats som kan dras redan av det skälet att det förvaltningsrättsliga systemet är uppbyggt och anpassat efter det speciella förhållandet mellan myndigheten och den enskilde. Detta gäller såväl med avseende på myndighetens arbete och som på det regelverk och de särskilda förvaltningsrättsliga principer som har utecklats till skydd för den enskilde.

När det gäller miljöarbetet med förorenade områden finns dessutom flera faktorer som förstärker denna slutsats. Den främsta av dessa är den moderna miljörättens riskvärderingsperspektiv som har beskrivits ovan, och som är avgörande för miljömyndigheternas arbete med förorenade områden. Detta perspektiv utgör grunden till inställningen att ansvaret ska bedömas utifrån de befarade framtida skadorna på människor och miljö, inte utifrån faktorer i det förflutna. Om denna risk är tillräckligt hög måste krav kunna riktas mot förorenaren att han vidtar åtgärder för att undersöka och eventuellt efterbehandla området. Om förorenaren inte finns tillgänglig, bör istället kraven kunna riktas mot den som har makt och möjlighet att vidta dessa åtgärder. Ett riskvärderingsperspektiv innebär också att s.k. preliminära krav är en del av grundförutsättningarna för miljöfarliga verksamheters tillåtlighet. Innebörden är att utredningskrav kan riktas mot verksamhetsutövaren med avseende på de verkningar som verksamheten kan ha orsakat i miljön. Som har nämnts flera gånger tidigare, står en sådan inställning i överensstämmelse med PPPP, d.v.s. ”*Potential* Polluter Pays Principle”.[886] Samtliga dessa funktioner är svåra ett förena med ett skadeståndsrättsligt perspektiv. Det gäller också för en annan funktion som är avgörande för en ändamålsenlig reglering av miljövårdsarbetet på detta område; utgångspunkten för myndigheternas uppmärksamhet bör vara det område som av miljövårdsekonomiska skäl ska åtgärdas samtidigt, oavsett vem eller vilka som har orsakat föroreningarna och oavsett var området är lokaliserat.

Jag tror emellertid att denna allmänna inställning från min sida knappast är kontroversiell. Frågan är snarast på vilket sätt och i vilken mån de civilrättsliga reglerna bör kunna komplettera denna modell. Min uppfattning är

[886] Avsnitt 1.3.3.2.

att den förvaltningsrättsliga regleringen kan och bör kompletteras med regler som hämtar sitt innehåll från skadeståndsrätten. Där finns åtskilligt att hämta när det gäller ansvarsfördelning, bevisfrågor, lättnadsregler för den skadelidande o.s.v.[887] Till dessa frågor återkommer jag i senare kapitel.

8.3.4 Perspektivets betydelse för tolkningsmetoden

I flera av de länder som redovisats ovan, har den offentligrättsliga regleringen på detta miljöområde åtminstone lånat vissa drag från skadeståndsrätten. Detta ser ut att vara ett mindre problem så länge som det rört sig om ett medvetet val från lagstiftarens sida och så länge som blandningen inte orsakat en ”dubbelhet” i systemet. De största problemen verkar vara förknippade med de situationer där blandningen av rättssystemen har skett i efterhand genom att domstolarna har anlagt ett helt annat synsätt än det som lagstiftaren en gång hade. Därmed är vi inne på den andra frågan som gäller valet mellan ett förvaltningsrättsligt eller ett skadeståndsrättsligt perspektiv på den materiella rätten, nämligen den om vilken modell för regeltolkning som bör användas.

Som framgått i kapitel 5, har denna fråga varit föremål för en livlig debatt i Danmark.[888] En av dem som kritiserat Højesterets teknik för regeltolkning är Pagh.[889] Han menar att tendensen att lägga civilrättsliga faktorer i ansvarsbedömningen enligt miljøbeskyttelsesloven (MBL) strider emot den gängse uppfattningen att skadeståndsrättsligt ansvar inte självklart följer av offentligrättslig oaktsamhet. Vidare kritiserar han motståndarna för att de förespråkar en sammanblandning av de två rättsområdena enbart när det gäller ansvaret för förorenade områden. MBL och dess förarbeten saknar stöd för ett sådant betraktelsesätt. Pagh menar istället att civilrätten och offentligrätten är två skilda rättsområden som lever i stort sett skilda liv. Han kritiserar också lagstiftaren, som har svårt att förstå denna åtskillnad. Att beskriva ansvaret enligt MBL som ”objektivt”, är enligt hans mening lika vilseledande som att påstå att skatteplikten är det.[890] Det är istället fråga om lagstöd, inget annat:[891]

> ”Når domstolene og dele av teorien udlægger begrebet ”den ansvarige” i Mbl § 69 således, at der hermed angives et civilretsligt ansvarsgrundlag, må det erindres, at § 69 ikke kun gælder ved oprydning af forurenede ejendomme. Og ved andre påbud efter Mbl kræves ikke noget ansvarsgrundlag, (…).

[887] Bugge menar att rättsområdena är skilda, men också att de påverkar varandra med avseende på dessa faktorer, se Bugge i Forurensningsansvaret sid. 569ff.
[888] Avsnitt 5.2.2.3.
[889] Pagh i Miljøansvar 1998, kapitel 9.
[890] A.a. sid. 359.
[891] A.a. sid. 350.

> Gyldigheden av påbud beror på, om der er hjemmel. Hverken mere eller mindre. Ved hjemmel forstås, att der skal foreligge et retsfaktum, som modsvarer lovens beskrivelse af betingelser for at udøve den tillagte kompetence. Bemyndigelsen finder anvendelse uden hensyn til, om borgerne har kendskap hertil eller ej."

Nu är inte Danmark det enda land som uppvisar exempel på en diskussion om det lämpliga i att lägga in skadeståndsrättsliga faktorer i den förvaltningsrättsliga regleringen på detta område. Som jag redan har nämnt ovan, fanns det också i förarbetena till miljöbalken exempel på mindre övertänkta uttalanden i den riktningen. Ett ytterligare exempel är den debatt som förts om förståelsen av regeln om solidariskt ansvar i 10 kap. 6 § MB och dess förhållande till skälighetsregeln i 10 kap. 4 §. Jag tänker inte fortsätta just den debatten här i avhandlingen. Däremot vill jag utveckla diskussionen i syfte att visa hur olika resultaten kan bli av en förvaltningsrättslig förståelse av reglerna, jämfört med en skadeståndsrättslig.[892] Den svenska regleringen av solidariskt ansvar är i detta avseende ett klart belysande exempel.

Diskussionen gäller tolkningen av hur "begränsningsregeln" i 10 kapitlet ska kombineras med skälighetsregeln i samma kapitel.[893] Som framgått i kapitlet om Sverige,[894] har jag inte sett denna konstruktion som särskilt problematisk; uttrycket "ansvaret är begränsat" bör tolkas som att det avser det totala ansvaret för samtliga de verksamhetsutövare som bidragit till en förorening. *På så vis har jag sett begränsningsregelns funktion att ge en totalram för det solidariska ansvaret.* Om det finns flera verksamhetsutövare – A, B och C – som alla har bidragit att förorena ett område kan fördelningen få följande utseende: Efter en skälighetsavvägning finner myndigheten att A ska stå för 40 % av kostnaden för de miljömässigt motiverade åtgärderna. Motsvarande bedömning ger att B och C ska stå för vardera 20 % av kostnaderna. Den totala ramen för det solidariska ansvaret blir då 80 % av kostnaden för den undersökning och efterbehandling som anses motiverad i det förorenade området. Var och en av A, B och C kan då med stöd bestämmelsen om solidariskt ansvar åläggas att stå för dessa 80 %, men inte mer.

Det finns emellertid en helt annan och civilrättsligt inspirerad tolkning av regeln. Den går ut på att om skälighetsavvägningen medför att ansvaret "jämkas" för någon adressat vid tillämpning av skälighetsregeln, kan han inte i någon situation tvingas att bidra med mer än denna andel. I vårt exempel kan alltså A aldrig tvingas att stå för mer än 40 %. På så vis skulle regeln

---

[892] Debatten initierades av Nilsson genom en artikel i SvJT 1999 s. 1001, varefter jag bemötte honom i SvJT 2000 s.481. Även Bjällås (NBB sid. 10:19f) har senare uttalat sig i denna fråga.
[893] Den senare paragrafen är återgiven i avsnitt 2.2.3.4, den förra regeln har följande lydelse: "Om flera verksamhetsutövare är ansvariga enligt 2 §, skall de svara solidariskt *i den utsträckning inte annat följer av att ansvaret är begränsat* enligt 4 § första stycket. (…).
[894] Avsnitt 2.2.3.5.

om solidariskt ansvar ”kopplas ur” till förmån för de adressater vars ansvar är jämkat. Ett sådant synsätt är helt i enlighet med den allmänna skadeståndsrättens grundprinciperna för jämkning av skadestånd.[895] Överförd till reglerna i 10 kapitlet skulle denna tolkning onekligen få radikala konsekvenser. Miljömyndigheten skulle i vårt exempel aldrig kunna få ut mer än 40 % av A och 20 % av B resp. C; något solidariskt ansvar skulle det inte bli fråga om. Med detta resonemang skulle alltså lagstiftaren först ha infört en regel, och sedan en annan med motsatt effekt.

Resultatet av de två synsätten blir alltså helt olika. Det har att göra med att utgångspunkterna för den skadeståndsrättsliga regleringen om skadestånd och den offentligrättsliga om förorenade områden är helt olika, och att jämkning är något helt annat än skälighetsavvägning. Den självklara utgångspunkten i den förra regleringen är att någon eller flera ansvariga har orsakat en och samma skada, för vilken var och en är skyldig att betala skadestånd upp till full kompensation.[896] Denna skyldighet gäller fram till dess att anspråken preskriberas. Jämkning är något som sker endast i undantagsfall. Detta gäller i allmänhet och det gäller i än högre utsträckning vid miljöskada. Utgångspunkten för den offentligrättsliga regleringen i 10 kapitlet miljöbalken är helt annorlunda. Denna lagstiftning syftar till att skydda det allmänna intresset av en god miljö och är utformad efter det särskilda förhållande som råder mellan myndigheterna och de enskilda. Detta har präglat regleringen när det gäller såväl de materiella reglerna, som modellen för genomförandet. Beträffande reglerna i 10 kapitlet miljöbalken syftar dessa till att förorenaren ska svara för den undersökning och den efterbehandling som anses skälig i det enskilda fallet. Den ”tvåstegsteknik” som används för att fastställa ansvaret – eller snarare den förvaltningsrättsliga plikten – är väl inarbetad sedan miljöskyddslagen och dess föregångare: Först fastställs vem som är den rätte adressaten för kraven och därefter fastställs omfattningen av ansvaret efter en avvägning av olika faktorer. Detta har markerats i 10 kapitlet genom att här har införts en egen skälighetsregel med avseende på reparativa krav. *Denna skälighetsavvägning ingår alltid som en del av fastställandet av ansvarets omfattning när det gäller de förvaltningsrättsliga kraven.*

[895] Synsättet kommer till uttryck såväl genom 6 kap. 3 § skadeståndslagen (SkL), som 32 kap. 8 § MB (tidigare 8 § miljöskadelagen). Är någons ansvar på detta vis jämkat på grund av förhållanden på den skadeståndsskyldiges sida (barn och ungdom, psykisk sjukdom, oskäligt ekonomiskt betungande enligt 2 kap. 2 och 3 §§ resp. 6 kap. 2 § SkL), eller på den skadelidandes sida (medvållande enligt 6 kap. 1 § SkL), gäller denna begränsning även i förhållande till det solidariska ansvaret.

[896] Eriksson sid. 98.

De slutsatser som kan dras av denna debatt menar jag är allmängiltiga. Om en regels ordalydelse är oklar,[897] uttalanden i förarbetena saknas eller är motsägande och inte heller andra rättskällefaktorer ger ledning, måste sådan i stället hämtas från intentionerna med lagstiftningen och det förvaltningsrättsliga systemet i sin helhet. När det gäller den omdiskuterade regeln i 10 kapitlet miljöbalken går en skadeståndsrättslig tolkning på tvärs emot ändamålet med bestämmelsen, eftersom den var avsedd som en förenklingsregel till förmån för miljömyndigheten; myndigheten ska kunna rikta kraven emot en av flera adressater som för en tid får stå för de övrigas andelar. En skadeståndsrättslig tolkning strider också emot den allmänna utformningen och uppbyggnaden av det offentligrättsliga ansvaret enligt 10 kapitlet i miljöbalken. Det går i och för sig att tänka sig situationer där en ”skadeståndsrättsligt inspirerad” tillämpning av regeln skulle kunna fungera i överensstämmelse med lagstiftningens syfte. Dessa situationer riskerar dock att bli konstruerade undantag som bekräftar att regeln är utan praktisk betydelse. Vad som ytterligare talar emot en sådan tolkning är regelns tänkta funktion; det solidariska ansvaret avser ju föroreningarna i ett område, även om skadan är delbar. Här kan det ju vara möjligt att spåra de olika föroreningarna till skilda adressater (tungmetaller för sig, kolväten för sig o.s.v.). Även av denna orsak kan man förvänta sig betydligt flera situationer där varje adressat för sig endast har ett delansvar (kvotdel av den miljömässigt motiverade kostnaden för efterbehandling), jämfört med situationen då var och en som utgångspunkt har fullt ansvar för en skada som är odelbar. Samtidigt är den lösning som valts för 10 kapitlet den enda rimliga med tanke på själva miljöproblemet. För att uppnå bästa miljövårdsresultat och miljöekonomi bör förorenade områden i normalfallet undersökas och efterbehandlas i ett sammanhang. Själva syftet och resultatet av en reglering är ju också viktiga tolkningsfaktorer att beakta vid rättstillämpningen.[898]

8.3.5 Förfarandet när myndigheten ställer krav

8.3.5.1 En förvaltningsrättslig modell för genomförandet av kraven

Hittills har diskussionen främst rört betydelsen av ett förvaltningsrättsligt eller ett skadeståndsrättsligt perspektiv när det gäller de rättsliga plikternas innehåll. Perspektivet har emellertid också stor betydelse när det gäller *hur* dessa plikter fastställs, d.v.s. hur utformningen av förfarandet är avpassat efter det särskilda miljöproblemet. I denna del vill jag påstå att systemet för genomförande av kraven gentemot adressaterna är av avgörande betydelse för regleringens effektivitet i förhållande till målsättningen med lagstiftnin-

[897] Detta är inte riktigt fallet med den omdebatterade regeln i 10 kapitlet miljöbalken, den talar ju om att ansvaret är ”solidariskt” (10 kap. 6 § MB).
[898] Jfr. vad Eckhoff & Helgesen skriver om lagstiftningens ”reella hänsyn” (avsnitt 1.3.5.3).

gen. Utgångspunkten bör enligt min mening även i denna del vara förvaltningsrättslig, eftersom förfarandereglerna på detta område är avpassade efter den särskilda situation som kännetecknar förhållandet mellan en myndighet och en enskild adressat. Detta gäller såväl förfarandet med beslut och överklagande, som de speciella förvaltningsrättsliga grundprinciper och skyddsregler som utvecklats till förmån för den enskilde vid myndighetsutövning. Man kan säga att förvaltningsprocessen är utformad efter en balansgång mellan de två intressena; å ena sidan måste reglerna möjliggöra att myndighetens arbete blir effektivt, å andra sidan måste den enskilde garanteras rättssäkerhet. De civilrättsliga reglerna och civilprocessen utgår i större utsträckning från två likställda parter.[899] Även om miljömyndigheten skulle ha en position som skadelidande i en skadeståndsrättslig process bjuder en sådan på stora problem som knappast är förenliga med det löpande miljöarbetet i en decentraliserad tillsynsorganisation. Det är därför knappast ens kontroversiellt att påstå att den förvaltningsrättsliga ordningen är bättre lämpad för miljömyndigheternas kontakter med lagens adressater.

Till detta kommer att miljölagstiftningen i övrigt bygger på ett förvaltningsrättsligt genomförande när det gäller förhållandet mellan miljömyndigheter och verksamhetsutövare. Ett renodlat sådant system med utvecklad instrumentering för miljömyndigheterna (vite, tvångsutförande, beslut om kostnadstäckning som gäller direkt som utsökningstitel m.m.) har också den fördelen att det förebygger sådana ”dubbelheter” som orsakas av att ansvarsgrunden ändras under resans gång. Ett förfarande som medför att kostnadstäckningen baseras på ett annat och för adressaten lindrigare grund, inbjuder givetvis till ohörsamhet.

8.3.5.2 En samordnad ansvarsprövning

Miljövårdsarbetet med förorenade områden är speciellt i det avseendet att här är det ofta fråga om att fördela plikter mellan flera adressater. I dessa situationer kan ibland det traditionella, förvaltningsrättsliga genomförandet fungera dåligt eftersom det bygger på skriftliga förelägganden om klart avgränsade åtgärder som ska utföras av en adressat i taget. Överklagas besluten sker detta i en huvudsakligen skriftlig process. Denna ordning passar mindre väl för kvalificerade bedömningar av miljöansvar och dess fördelning mellan flera aktörer. Problemen blir egentligen inte annorlunda om miljömyndigheten själv utför åtgärderna på adressaternas bekostnad. Visserligen blir då undersökningen eller efterbehandlingen utförd, men problemen med att fördela kostnaderna skjuts bara framåt i tiden. Dessa problem hänger samman med att det i många situationer kan vara svårt att rätt värdera A:s andel i en förorening, om man inte samtidigt känner till B:s och C:s bidrag. Som

[899] Basse i Legal aspects of soil pollution (Danmark), sid. 79.

framgått av avdelning I i studien, bjuder visserligen de flesta lagstiftningsregimer om förorenade områden på förenklingsregler när det gäller vem som är adressat för kraven på miljövårdsåtgärder. Det kan bl.a. röra sig om regler om solidariskt ansvar, att ansvaret styrs till senaste verksamhetsutövaren eller till markägaren. Dessa regler hindrar dock inte att det många gånger ändå blir fråga om att rikta kraven mot flera adressater samtidigt. Jag har redan nämnt att miljöekonomiska skäl kan tala för att ett område som har förorenats av flera substanser från olika verksamheter ändå ska åtgärdas i ett sammanhang. Det kan också vara fråga om situationer då det bedrivs en verksamhet i ett område, men den har litet eller inget samband med de föroreningar som en gång skett på platsen. Det blir i själva verket ganska ofta fråga om att fördela plikter och kostnader som kvotdelar över flera adressater.

För att få till stånd en sådan fördelning krävs det ofta någon form av sammanträde där de olika kraven kan ställas mot varandra. I denna del finns det alltså ett behov av att komplettera det förvaltningsrättsliga förfarandet med institut som hämtar inspiration från de civilprocessuella reglerna. Ett sådant kan vara en muntlig förhandling för ”samordnad ansvarsprövning”.[900]

Avsikten med en samordnad ansvarsprövning är att erbjuda en möjlighet för såväl miljömyndigheterna som enskilda att få till stånd en samlad bedömning av ansvarsfrågorna gentemot flera adressater inom ramen för ett och samma ärende. Man kan tänka sig två modeller för en sådan prövning. Den ena är att ett föreskriva någon form av publikt förfarande som en del av myndighetens utredningsarbete inför beslut. Lämpliga modeller för detta finns i såväl plan- och bygglagen,[901] som i (den tidigare gällande) miljöskyddslagen.[902] Den förra lagen innehåller regler om utställning, samråd och anmälan av anspråk, den senare hade en modell för sammanträden som fungerade väl även i komplicerade ärenden. Det finns inget hinder mot att ge ytterligare stadga åt dessa förfaranden genom uttryckliga bestämmelser i förvaltningsrättslig ordning.

En annan lösning kan vara att ansvarsprövningarna kan göras genom ansökningsmål inför domstol. Förfarandet i ett sådant mål med yrkanden och invändningar som kan prövas vid en muntlig förhandling där samtliga adres-

[900] Denna fråga diskuterades under miljöbalksarbetet eftersom det i Naturvårdsverkets ursprungsförslag fanns ett förslag till samlad bedömning av ansvarsfrågorna gentemot flera adressater inom ramen för ett ansökningsmål enligt balken, jfr. 21 kap. 1 § och 22 kap. MB. Förslaget liknade den särskilda talan enligt 29 b § ML som Miljöskyddsutredningen på sin tid förordade (SOU 1983:20). Före tillkomsten av miljöskyddslagen hade f.ö. miljömyndigheterna en sådan särskild talerätt enligt 11 kap. 17 § 47 punkten i 1918 års vattenlag.
[901] 5 kap. 18-31 §§ plan- och bygglagen. Det kan också nämnas att förfarandet vid besvär mot beslut enligt den engelska plan- och miljölagstiftningen ofta innehåller en ”public hearing” som leds av speciellt utsedda tjänstemän.
[902] 14 § miljöskyddslagen.

sater är samlade, är väl lämpat för avancerade ansvarsbedömningar. En sådant mål erbjuder även en annan möjlighet som är svår att förena med ett traditionellt förvaltningsrättsligt genomförande. Ansvarsbedömningarna i dessa sammanhang är ju inte bara en fråga mellan miljömyndigheten och en eller flera adressater. När väl miljömyndigheten har fått sitt – lämpligen med stöd av någon ”förenklingsregel” – kommer det ofta att kvarstå rent civilrättsliga frågor mellan adressaterna. Den som har fått svara för miljövårdsåtgärderna kan vilja regressa mot övriga förorenare eller markägare. Hur dessa civilrättsliga tvister ska lösas i dessa sammanhang är en fråga som har ägnats förvånansvärt liten uppmärksamhet, åtminstone i den svenska lagstiftningen och debatten.[903] Här kan en samordnad ansvarsprövning och en viss samordning av de materiella reglerna erbjuda en lättnad och förenkling för de primära adressaterna för myndigheternas krav.

Båda dessa lösningar – ett sammanträde i förvaltningsrättslig ordning eller en mål inför domstol – har för- och nackdelar. Det är möjligt att dessa kan undvikas genom en kombination av de två modellerna. Här är emellertid inte den rätta platsen att fördjupa sig i denna fråga. Jag får nöja mig med att peka på problemet och väcka diskussionen.

8.3.6 En skadeståndsrättslig ”botten”

8.3.6.1 Skadeståndsrättsligt skydd för det allmänna miljöintresset?

På ett sätt bör inspiration kunna hämtas från de länder som har en ”blandad” modell för genomförande av miljömyndigheternas krav på förorenarna. Ett utflöde av denna ordning är synsättet att där de förvaltningsrättsliga reglerna tar slut, tar de civilrättsliga vid. Så har både de danska och de nederländska miljömyndigheterna möjlighet att använda de skadeståndsrättsliga instrumenten för att skydda det allmänna intresset. Detta är en klar skillnad mot rättsläget enligt den förvaltningsrättsliga modellen i Sverige, vilket kan illustreras med Regeringsrättens avgörande i Klippan-målet.[904] Konsekvensen av domstolens ställningstagande att kraven enligt miljöskyddslagen inte kunde riktas mot ett företag som överlåtit eller avslutat verksamheten före den 1 juli 1989, blev nämligen ett tomrum; miljömyndigheten kunde inte nå före-

[903] I miljöbalken finns visserligen materiella och processuella regler om fördelningen mellan flera förorenare och markägare, se 10 kap. 6 § 2 st. och 7 § 2 st., resp. 20 kap. 2 § 1 st. 7 p. MB. Många andra frågor är emellertid helt obesvarade, t.ex. om en enskild exploatör kan kräva en fastighetsägare på kostnadstäckning med stöd av regeln i 10 kap. 5 § eller om denna möjlighet är reserverad för miljömyndigheten. Bjällås anser f.ö. att när miljömyndigheten (och enskild) vill ha ut ett sådant värdeökningsbidrag från en fastighetsägare, är man hänvisad till att väcka talan vid miljödomstol. Själv har jag utgått från att myndigheten istället är fri att använda de förvaltningsrättsliga instrumenten för kostnadstäckning även i dessa fall (26 kap. 18 § MB).

[904] Avsnitt 2.2.5.1.

taget, vare sig med stöd av de förvaltningsrättsliga eller de skadeståndsrättsliga reglerna. Hade det varit i Danmark hade de senare reglerna åtminstone medfört ett oaktsamhetsansvar gentemot det allmänna. Nu hade detta knappast spelat någon roll i detta mål om Klippans ansvar i Nyboholms bruk, där det inte ens var påstått att företaget hade brutit mot villkoren i tillståndet för verksamheten eller annars hade agerat oaktsamt. Att det emellertid finns situationer där det vore positivt med en dubblering av skyddet för det allmänna miljöintresset kan illustreras med det ”andra” Klippan-målet om företagets verksamhet i Böksholm.[905] I detta ansåg KN att Regeringsrättens första avgörande hade bärighet även i en situation då bolaget hade agerat klart regelvidrigt. Även om denna slutsats kan diskuteras, hade onekligen en dubblering av de rättsliga instrumenten genom en skadeståndsrättslig ”botten” varit positiv i denna situation. Eftersom en sådan möjlighet förutsätter att det miljöintresset har ett skadeståndsrättsligt skydd, bör först sägas något om ekologisk skada.

8.3.6.2 ”Ekologisk skada” och miljöbalken

Som framgått i kapitel 2, hävdar flera författare att Högsta domstolens avgörande i Fornminnes-målet och Järv-målet innebar ett erkännande av förekomsten av ett skadeståndsrättsligt skydd för ”ekologisk skada” enligt svensk rätt.[906] Också andra än skadeståndsrättsligt inriktade författare är öppna inför möjligheten att en myndighet kan täcka sina utgifter på skadeståndsrättslig grund, t.o.m. i situationer när det samtidigt finns offentligrättslig lagstiftning att tillgå. Strömberg uttrycker det på följande sätt, under det att han hänvisar till rättsfallen NJA 1975 s. 675, NJA 1978 s. 234 och NJA 1983 s. 546 (kursiv i original):[907]

---

[905] Se avsnitt 1.2.1.

[906] Avsnitt 2.3.2.

[907] Strömberg: Allmän förvaltningsrätt 2000, på sid. 230. Se även rättsfallet NJA 1972 s. 88; takplåtarna på en fastighet var slarvigt fastspikade och hotade att blåsa av under en storm. Fastighetsägaren var bortrest och brandkåren ryckte ut för att undanröja hotet mot allmänheten genom att ta bort plåtarna. Därefter ville kommunen ha ersättning av fastighetsägaren för dessa räddningsåtgärder. Detta godtogs dock inte av HD med hänvisning till att de vidtagna åtgärderna inte var utförda på ett ekonomiskt försvarbart sätt. Enligt Håstad (Tjänster utan uppdrag. Stockholm 1973, sid. 47ff och 154ff.) innebär avgörandet att bl.a. fastighetsägare kan bli ersättningsansvariga för räddningskostnader för att undanröja någon från egendomen utgående fara för beständig skada, under förutsättning att han skulle bli ersättningsskyldig mot de skadelidande om skadan inträffade. Håstad beskriver alltså detta som en fråga om negotiorum gestio till förmån för fastighetsägaren. Ett annat sätt att se på avgörandet vore att säga att brandkåren agerade efter uppdrag från den som kunde drabbas av de nedfallande takplåtarna, d.v.s. allmänheten som utsattes för faran. Om man väljer att betrakta avgörandet från denna synvinkel, finns det onekligen vissa paralleller med en miljömyndighet som agerar på skadeståndsrättslig grund för att få ersättning för de kostnader den haft för att tillvarata ett allmänt intresse.

> ”Ibland kan det vara möjligt att åberopa *alternativa grunder* i ett tvistemål; antingen allmänna civilrättsliga regler eller speciella offentligrättsliga regler. I den mån en talan i ett sådant fall grundas på exempelvis avtalsrättsliga, skadeståndsrättsliga eller grannelagsrättsliga regler, är allmän domstol behörig att pröva den.”

I de båda första rättsfallen var det fråga om en kommun som på skadeståndsrättslig grund krävde ersättning för felaktigt utbetalad socialhjälp av en tilltalad i brottmål om s.k. socialbidragsbedrägeri.[908] Detta godtogs av HD, trots att det fanns särskilda – och för bidragsmottagaren förmånligare – regler om återbetalning för sådana fall i socialtjänstlagen.[909]

Utifrån dessa rättsfall går det att argumentera för att det redan idag är möjligt för en miljömyndighet att söka ersättning på skadeståndsrättslig grund för de kostnader som den ådragit sig för att undersöka och efterbehandla ett förorenat område. De tveksamheter som uttalats om HD-avgörandenas räckvidd har knappast bärighet i dessa situationer;[910] här finns ju såväl en ”skadelidande”, som en beräkningsbar skada. Det senare bör inte bereda något problem i de situationer som här diskuteras, eftersom det normalt är fråga om att täcka de kostnader som myndigheten faktiskt redan har

[908] I rättsfallet NJA 1983 s. 546 var det en enskild som väckte talan och det är därför mindre intressant i sammanhanget; en fastighetsägare stämde med framgång Vägverket på civilrättslig grund för skada som uppkommit genom vägbyggnation, trots att verket invände att tvisten skulle lösas i den förvaltningsrättsliga ordning som erbjöds i väglagen.

[909] Det finns även några, senare hovrättsavgöranden som bekräftar respektive avvisar detta synsätt. Svea hovrätt har i två avgöranden tillerkänt staten skadestånd på grund av brott mot skattelagstiftningen (dom 1997-06-02 i mål B 915-97 och dom 1998-06-04 i mål B 2668-97 och B 464-98. Det sista avgörandet överklagades till HD som dock inte meddelade prövningstillstånd). Däremot har Göta hovrätt – med emfas – avvisat detta synsätt i en alldeles färsk dom (dom 2000-12-20 i mål B 370-00). Med hänvisning till bl.a. Utredningen om säkerhetsåtgärder m.m. i skatteprocessen (SOU 1983:23) uttalade hovrätten att det är tveksamt om staten över huvud taget kan betraktas som målsägande i ett skattebrottmål samt att beskattningsfrågornas indispositiva natur inte är förenlig med principerna för civilprocessen, som ju är inriktad på att lösa tvister mellan enskilda parter. Domstolen menade också på att det skulle uppstå svårlösta processrättsliga inkonsekvenser om staten tillerkändes skadestånd samtidigt som återkrav på utebliven skatt också kunde ställas i förvaltningsrättslig ordning (lis pendens och rättskraftsfrågor samt konkurrens med bevakningen i konkurs). Göta hovrätt – som alltså hänvisar till de ovan nämnda domarna av HD och Svea hovrätt – avslutar med följande uttalande (domen sid. 101, min kursiv): ”Vid en samlad bedömning finner hovrätten det både olämpligt och ogörligt att separera ut de i målet yrkade skadeståndsbeloppen från den skattefordran som staten har. Enligt hovrättens mening är det i stället *helt enkelt så att den rättsliga naturen* hos en skattefordran inte till någon del kan upphöra på den grunden att fordringen i praktiken inte kan drivas in enligt de regler som gäller för en skattefordran. Hovrätten finner sålunda att vad som yrkas i skadestånd utgör en skatt åvilande SET som skattskyldig. Vid nu angivna förhållande kan staten inte anses ha tillfogats en ren förmögenhetsskada i skadeståndslagens mening.”. Domen är överklagad till av Skattemyndigheten som menar att hovrättens tolkning medför stora problem, bl.a. blir medhjälpare vid skattebrott immuna mot återbetalningsanspråk från staten (Skattemyndigheten i Göteborg, dnr. 6 14 3317-01/480).

[910] Se avsnitt 2.3.2.

haft. Däremot kan det uppstå en diskussion om vad som är ”skäliga efterbehandlingsåtgärder” i sammanhanget. Denna bedömning är dock betydligt enklare än att rätt värdera ett exemplar av en utrotningshotad art som i Järvmålet.

Lika väl som det går att peka på att vissa av de betänkligheter som råder angående ersättning för ”ekologisk skada” inte är giltiga för fall som dessa, går det att peka på att en sådan rättslig nykonstruktion likafullt kräver uttrycklig lagstiftning. Den viktigaste invändningen mot resonemanget ovan är att i samtliga de rättsfall som återgivits har det varit fråga om skadestånd på grund av brott, vilket kan ha betydelse beroende på hur man betecknar *skadan* i dessa sammanhang.[911] Om man betraktar myndighetens krav på kostnadstäckning som en ren förmögenhetsskada, utgår ju skadestånd enligt gällande rätt endast om det har varit fråga om brott eller annars är särskilt föreskrivet.

Utifrån den diskussion som förs i den skadeståndsrättsliga litteraturen anser jag att det går att dra en klar slutsats och det är att rättsläget är oklart. Det tycker jag är ett nog så övertygande argument för att det krävs uttrycklig lagstiftning för att åstadkomma ett skadeståndsrättsligt skydd för det allmänna miljöintressena. Eftersom det alltid kommer att finnas situationer som är svåra att nå med uttrycklig reglering inom ramen för det förvaltningsrättsliga systemet – vilket illustreras av det ovan nämnda beslutet om Klippan i Böksholm – tror jag att ett skadeståndsrättsligt skydd är önskvärt. Det bör dock finnas begränsningar på den skadeståndsrättsliga vägen.

8.3.6.3 Doktrinen om två vägar

I den ovan refererade domen från Göta hovrätt pekar domstolen på nackdelar med att tillämpa ett skadeståndsrättsligt synsätt på förhållanden som är föremål för särskild reglering i förvaltningsrättslig ordning. Något liknande kan sägas om Socialstyrelsens yttrande i det ovan angivna rättsfallet NJA 1975 s. 675. Styrelsen menade här att återbetalningsreglerna inom socialhjälpslagstiftningen hade stark social prägel och att utrymmet för

[911] Regeln i 2 kap. 4 § SkL utgör emellertid inte någon *egen skadeståndsgrund*, utan endast en bestämmelse om rättsföljden; om en handling som är skadeståndsgrundande enligt de allmänna reglerna samtidigt utgör ett brott, kan skadestånd även utgå för ren förmögenhetsskada. En annan sak är att eftersom den straffrättsliga oaktsamhetströskeln anses vara högre än den skadeståndsrättsliga (Erenius i Svensk rätt i omvandling), blir det sällan någon diskussion om ansvarsgrunden för skadeståndet när väl brott är begånget. Eller som Svea hovrätt uttrycker det i ett av de ovan nämnda målet om brott mot skattelagstiftningen (dom 1998-06-04 i målen B2668-97 och B 464-98, domen på sid. 15): ”Om en handling medför straff medför den således normalt också skadeståndsskyldighet för gärningsmannen. En allmän förutsättning för skadeståndsskyldighet är dock att straffregeln har till syfte att skydda just den skadelidandes intressen.” Den motsatta situationen är dock relativt vanlig, d.v.s. att en tilltalad inte kan göras straffrättsligt ansvarig, men likafullt får betala skadestånd.

civilrättsliga fordringsregler här var ”mycket litet”.[912] Vidare pekade man på att de särskilda skyddsreglerna för den enskilde som utvecklats på området (t.ex. möjligheten till eftergift och treårig preskriptionstid) skulle bortfalla om kommunen tilläts att samtidigt väcka talan om på skadeståndsrättslig grund för samma krav på återbetalning. Socialstyrelsen avslutade:

> ”Det är självklart att sådana regler som ålägger någon ett vidgat skadeståndsansvar under en begränsad tidsrymd inte hindrar de vanliga skadeståndsreglernas tillämp-ning efter utgången av den angivna tiden. Att en regel som inskränker möjligheterna för någon att få skadestånd skulle kunna sättas ur spel genom en annan lagstiftning framstår emellertid som otillfredsställande. Detta är särskilt fallet om den skadelidande är det allmänna. ”.

Jag menar att dessa synpunkter har fog för sig och de bör beaktas när man diskuterar möjligheten att använda skadeståndsrättsliga regler på det förvaltningsrättsliga området. Resonemangen påminner också mycket om de begränsningar som Hoge Raad har satt upp inom ramen för den nederländska ”tweevegenlehr”; tillämpningen av de civilrättsliga instrumenten får inte stå i konflikt med de förvaltningsrättsliga reglerna på området.[913] De skadeståndsrättsliga instrumenten får inte heller användas för att försämra den enskildes position gentemot myndigheten i en situation som täcks av den förvaltningsrättsliga lagstiftningen. Den slutsats som jag tycker att man kan dra av detta är att de skadeståndsrättsliga reglerna ska utgöra just en ”botten”, d.v.s. att de som utgångspunkt endast bör vara möjliga att tillgripa i situationer som den förvaltningsrättsliga regleringen inte täcker. I den mån som överlappningar ändå sker, bör samordningen av de båda regelsystemen kunna ske genom att den regel som jag här har förespråkat förses med en särskild möjlighet till jämkning.[914]

8.3.7 Kritiska synpunkter på Vitboken om miljöansvar

Jag avslutar detta avsnitt om förhållandet mellan det förvaltningsrättsliga och det skadeståndsrättsliga perspektivet med några kritiska anmärkningar på EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador. EU:s ansträngningar på detta område har nämligen från början varit förenad med oklarheter – för att

[912] NJA 1975 s. 675, på sid. 678.
[913] Se ovan, avsnitt 8.2.5
[914] Se NJA 1978 s. 234. Det kan också nämnas att det pågår en diskussion i Tyskland om att samla miljölagstiftningen i en särskild miljöbalk. I detta sammanhang har det förslagits en möjligheten för miljömyndigheterna att använda sig av skadeståndsreglerna för att få kompensation för miljöskada. I de fall som myndigheterna använde sig av dessa regler, skulle de offentligrättsliga möjligheterna kopplas ur (Pfennigstorf i Harm to the environment sid. 141. För förslaget i sin helhet, se Environmental Code (Umweltgesetzbuch – UGB) – Draft. (Tyska miljödepartementet.) Duncker & Humblot, Berlin 1998).

inte säga förvirring – om förhållandet mellan en förvaltningsrättslig och den skadeståndsrättslig reglering av ansvaret på detta område. Ett tidigt uttryck för detta var den allmänna användningen av begreppet ”civil liability”, vars betydelse verkar variera från ett land till ett annat.[915] Ibland betyder det ”civilrättsligt ansvar” i svensk mening, ibland får det beteckna alla typer av ansvar – grundat på civilrättslig eller offentligrättslig reglering – som kan gälla för civila (enskilda) rättssubjekt. Jag menar att denna oförmåga att definiera begreppen inte är en isolerad företeelse, utan att det tyder på en större brist som jag ska diskutera i det följande.

Mot bakgrund av den beskrivning som givits i studien av de skilda perspektiven i de olika lagstiftningsregimerna i Europa om förorenade områden, bör det inledningsvis vara tillräckligt att konstatera att en ansvarsregim på EU-nivå måste utgå från dessa olikheter. Risken är ju annars att vi får en överordnad regim om miljöansvar som inte är kompatibel på nationell nivå. Därför kunde man förvänta sig en debatt och ett klargörande om hur Kommissionen såg på förhållandet mellan de skadeståndsrättsliga och förvaltningsrättsliga reglerna på området. Så är emellertid alls inte fallet. Inget av de dokument som EU producerat under arbetet med Vitboken har berört, än mindre problematiserat, denna fråga. I Vitboken nämns visserligen att de flesta länder har administrativa föreskrifter som syftar till att sanering av förorenade områden, samt att (min kursiv):[916]

> ”Medlemsstaterna tillämpar olika instrument för att genomföra sina miljöansvarsbestämmelser. Vissa stöder sig mer på förvaltningsrätt eller offentlig rätt medan andra utnyttjar civilrätten i större omfattning. Samtliga använder en blandning av båda. *Syftet med en gemenskapsordning bör vara att fastställa mål och resultat medan medlemsstaterna själva bör få bestämma hur och med vilka medel dessa skall uppnås.*”

Skrivningarna i Vitboken är dock främst inriktade på frånvaron av ersättningsregler för ekologisk skada och många av resonemangen äger knappast giltighet utanför detta område. Så uttalas att endast administrativa och straffrättsliga sanktioner inte är tillräckliga och att det är avgörande att den ekonomiska ersättningen från skadevållare verkligen används för att reparera skadan. Dessa tankegångar håller inte med avseende på den nationella regleringen av förorenade områden.[917] Som framgått tidigare i studien, finns i

[915] Så var titeln till McKenna-rapporten just ”Study of civil liability systems for remedying environmental damage”. Om Danmark står följande karakteristik (sid. 4): ”Criminal law is part of public law. Civil law is divided into public law and private law.” Detta svårförståeliga uttalande är tillskrivet Pagh (författare till avsnittet om Danmark), men var i själva verket ett tillägg av redaktionskommittén.

[916] EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador, sid. 28.

[917] Så står det på sid. 11: ”I frånvaro av ett ersättningsansvar finns det en risk för att en bristande efterlevnad av befintliga normer och förfaranden endast resulterar i administrativa eller

de flesta medlemsstater utbyggda lagstiftningsregimer på detta område med genomförandeinstrument som är betydligt effektivare än vägen över en skadeståndsrättslig process.[918] När det gäller problematiken kring förorenade områden är dessutom Vitboken mycket kortfattad och innehåller inte någonting som tillför dessa regimer någonting i sak, utöver den gängse bekännelsen av det positiva i numeriska värden vid bedömningen av om ett områdes föroreningsstatus.

Nu behöver ju detta inte vara något problem, eftersom det direktiv som skissas i Vitboken är ett s.k. minimidirektiv med stöd av art. 175 i EG-fördraget. Ett sådant kan ju frångås i skärpande (miljövänligare) riktning genom nationell lagstiftning efter anmälan till EU-kommissionen. Så är medlemsstaterna oförhindrade att ha egna bestämmelser om förorenade områden, t.ex. med avseende på historiska skador, vem som är adressat för kraven och ”ansvarsgrunden” för dessa plikter m.m. Förutsättningen är dock att de nationella reglerna är strängare än direktivet. Många av dessa frågor kan också regleras i förvaltningsrättslig ordning utan att det uppstår någon motsättning med ett civilrättsligt färgat direktiv.

I andra avseenden är det mer oklart. För det första är det inte i alla situationer självklart vad som är ett minimum i sammanhanget; om en domstol ska få bestämma att den tillståndsgivande myndigheten har ett delansvar för föroreningarna i ett område, i vilken riktning går då en lagstiftning som inte tillåter att myndigheten får bära ett sådant ansvar? För det andra är det över huvud taget oklart i vilket förhållande som ansvarsdirektivet står till den befintliga lagstiftningen om förorenade områden.[919] Denna oklarhet har sna-

---

straffrättsliga sanktioner. Om lagstiftningen kompletteras med ett ersättningsansvar kan potentiella förorenare också komma att tvingas betala för att avhjälpa eller kompensera för den skada de har orsakat.”. Detta är f.ö. ytterligare ett exempel på olycklig översättning; att *potentiella förorenare* knappast ska tvingas betala skadestånd framgår av den engelska texten (min kursiv): ”…, potential polluters *also face the prospect of having to pay* for restoration or compensation of the damage they caused.”. På sid. 12 skriver Kommissionen vidare: ”För att principen om att förorenaren skall betala skall fungera i praktiken bör medlemsstaterna, när det finns en ansvarig förorenare, se till att miljön verkligen saneras, och repareras eller återställs, genom att kontrollera att den ersättning som förorenaren skall betala, på ett korrekt sätt verkligen används för detta ändamål.” (se även sid. 21) och på sid. 13f: ”De administrativa och rättsliga myndigheternas förmåga att snabbt handlägga ärenden och allmänhetens tillgång till rättsmedel är avgörande för huruvida ett ersättningsansvar för miljöskador (i motsats till klassiska skador) blir effektivt eller ej.”.

[918] Att Kommissionen är medveten om detta framgår på sid. 15: ”De flesta medlemsstaters ansvarsordningar omfattar ännu så länge inte uttryckligen skador på den biologiska mångfalden. Samtliga medlemsstater har emellertid lagar eller program för att reglera ersättningsansvaret för förorenade områden. Det rör sig i de flesta fall om administrativa föreskrifter som syftar till sanering av förorenade områden på förorenarens (och/eller andra parters) bekostnad.”.

[919] Rice pekar på att Vitboken går på tvärs mot bestämmelserna om förorenade områden i 1990 års Environmental Protection Act Part IIA med avseende på historiska skador, ansvarsgrunden och undantagen från det ”strikta ansvaret” (Empress Car), samt även definitionen av

rast att göra med den ”kulturkrock” – eller som den engelska regeringen uttrycker det, ”awkward interfaces” – som kan uppstå i mötet mellan ett civilrättsligt och ett förvaltningsrättsligt tänkande på detta område.[920] Detta märks inte minst på de märkliga skrivningarna om att undantag eller lättnader kan ges i det strikta ansvaret om verksamheten lojalt följt givna tillstånd.[921] En sådan regel skulle ju göra att skillnaden mellan ett culpa-baserat och ett strikt ansvar skulle bli i det närmaste obefintligt. Det står dessutom i strid mot den vanligaste modellen för förvaltningsrättsliga tillståndsregimer på miljöområdet, som bygger på tidsbegränsade eller villkorade tillstånd. Ett exempel på det senare är ju de svenska systemet som alltsedan 1942 har inneburit att villkoren kan ändras om det uppstår någon olägenhet i miljön som inte förutsågs när tillståndet meddelades. Ett undantag av det slag som skissas i Vitboken skulle dessutom strida emot PPP och troligen leda till överdriven försiktighet vid tillståndsgivningen.

Skillnader i synsätt märks även i skrivningarna om retroaktivitet och det kommande direktivets tillämplighet i tiden. Direktivet är ju avsett att endast fungera på förorenande händelser som inträffat efter ikraftträdandet; vad som ska gälla för pågående verksamheter och vem som ska visa vad i det avseendet lämnas därhän, med tillhörande svåra avgränsningsproblem. Vad som dock är värre, är att själva grundperspektivet i Vitboken i denna fråga är snävt anlagt från förorenarens synvinkel. Detta synsätt kolliderar med de förvaltningsrättsliga regimer som betraktar föroreningar i ett område som läcker ut i omgivningen som en pågående störning.[922] Utgångspunkten i dessa regimer är att någon – förorenaren eller markägaren – måste ta på sig att vidta åtgärder för att förhindra ytterligare spridning av dessa föroreningar. Detta synsätt kolliderar med Kommissionens ”förorenarperspektiv” som innebär att sådana krav betraktas som ”retroaktiva”. Med Westerlunds ord är detta ett ”primitivt” sätt att se på saken eftersom det medför att förorenaren kan fortsätta med sin verksamhet i ett område utan att bry sig om att föroreningarna sprider sig till omgivningarna:[923]

> ”Å andra sidan är det lite oklart med begreppsbildningen så snart som ”liability” kommer in i miljösammahang. Att åläggas återställa förstörd natur, vilken ibland kan förekomma enligt svensk rätt, betraktas i Sverige normalt

operator-begreppet (Rice i EL 2000 (nr. 2) s. 39). Detta betonas också både i det svenska yttrandet (sid. 2) och det engelska där DETR betonar att ett kommande direktiv måste vara klart i detta avseende, lämpligen genom att ”add value, rather than uncertainty” (sid. 2).

[920] DETR 2000, sid. 3.

[921] Dessa förekommer i tre sammanhang; som exempel på tredje mans medverkan (Vitboken sid. 17), som uttrycklig ansvarsfrihetsgrund (sid. 17f) och som exempel på en lindrande faktor i skälighetsavvägningen (sid. 18).

[922] Mer om detta i kapitel 11.

[923] Remissyttrande av Uppsala universitet, sid. 2. Det bör nämnas att Westerlund förespråkar en anslutning till Luganokonventionen.

> inte som en skadeståndsfråga. Och att sanera förorenad mark för att därigenom förhindra att föroreningar läcker från markområdet i fråga ut i omgivningen är sakligt sett närmast att se som en skyddsåtgärd, ett försiktighetsmått, för att förebygga ytterligare och/eller framtida förorening och annan därav följande miljöskada."

Till detta kommer att mycket av det som står i Vitboken förutsätter en civilprocessuell ordning för fastställandet av miljöansvaret. Så utgår många skrivningar – t.ex. om bevisbördan – att detta ansvar fastställs i en vanlig process inför domstol med möjligheter till muntlig bevisning. Detta är ju ett resonemang som stämmer illa med den vanliga förvaltningsrättsliga ordningen för genomförandet, d.v.s. förelägganden från en myndighet och skriftliga processer vid överprövningen. Inte heller verkar Kommissionen ha tänkt över intressegruppernas roll i sammanhanget, där många frågor lämnas obesvarade: Vem ska avgöra om miljömyndigheten har fullgjort sina skyldigheter och i vilken ordning ska detta ske – inom ramen för det förvaltningsrättsliga systemet eller vid en särskild, civilrättslig prövning? Om intressegrupperna får en självständig rätt att driva en process mot förorenaren och därvid sluta förlikning, hur påverkar det de skyldigheter som miljömyndigheterna har enligt lagstiftningen?

Som framgått att de föregående kapitlen, verkar det finnas en samstämmighet i Europa om att den förvaltningsrättsliga modellen har mest att erbjuda när det gäller regleringen av miljöfarliga verksamheter. Mot denna bakgrund känns det avslutningsvis något märkligt att läsa ett dokument där författarna verkar vara helt omedvetna om detta faktum. Även om ett kommande ansvarsdirektiv ligger ett stycke framåt i tiden,[924] tror jag att det är hög tid för Kommissionen att ändra kurs i detta avseende. Eller som Westerlund uttrycker det:[925]

> "En slutsats av detta bör vara att det fortsatta arbetet inom Kommissionen rörande ansvarsfrågor inte bör (som troligen skett hittills) utföras med utgångspunkt i ett gammalt civilrättsligt och/eller skadeståndsrättsligt paradigm, utan med utgångspunkt i ett rättsligt paradigm som är kompatibelt med inriktningen på ekologiskt hållbar utveckling. Generellt är det så att sådana styrmedel som bygger på ingripanden i efterhand (vilket är typiskt för skadestånd och liknande kostnadsansvar) aldrig kan spela annat än en marginell roll i miljöskyddet. Detta motsäger inte att även sådana medel behövs. Men deras proportionella betydelse överdrivs lätt."

[924] Enligt ENDS Report (1998:285 (oktober) sid. 45) kommer det att ta minst fem år att implementera direktivet. Själva förslaget förväntas dock i år.

[925] Remissyttrande av Uppsala universitet, sid. 3. Den slutsats som dras av Westerlund i det citerade stycket, styrks av en tysk undersökning som visar att företagen är mest inriktade på den straffrättsliga och den förvaltningsrättsliga sidan av ansvaret (Rehbinder i EL 2000 s. 85, på sid. 86.)

8.4 Sammanfattning av diskussionen

Kapitlet behandlar skillnaden mellan ett förvaltningsrättsligt eller ett skadeståndsrättsligt perspektiv på ansvar och skyldigheter kring förorenade områden. Kritik framförs mot en benägenhet i den skadeståndsrättsliga litteraturen att diskutera dessa frågor ur ett civilrättsligt perspektiv utan att beakta de regler och instrument som erbjuds genom de förvaltningsrättsliga lagstiftningsregimerna. Stark kritik riktas EU:s Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador, som sitter fast ett ensidigt skadeståndsrättsligt perspektiv, och därför inte förmår att erbjuda några nyheter när det gäller miljömyndigheternas arbete med förorenade områden.

Diskussionen i kapitlet har vidare handlat om hur de olika lagstiftningsregimerna om förorenade områden betraktar förorenarens ansvar gentemot miljön som allmänt intresse, företrätt av miljömyndigheten. Skiljaktigheterna i denna fråga är tydligast när det gäller miljövårdskraven avseende historiska föroreningar. I vissa länder anläggs ett skadeståndsrättsligt perspektiv på denna fråga (t.ex. Nederländerna), i andra ett förvaltningsrättsligt (t.ex. Storbritannien och Tyskland). I åter andra är synen mer blandad (Danmark).

Betydelsen av de olika perspektiven

De olika perspektiven har betydelse i flera avseenden. De påverkar till att börja med reglerna i materiellt hänseende. När det gäller historiska skador innebär ett skadeståndsrättsligt synsätt vanligen att ansvaret förutsätter oaktsamhet från förorenarens sida och att ansvaret släcks ut i enlighet med reglerna om preskription. Förvaltningsrättsliga plikter utlöses istället av att en förorening bedöms utgöra en allvarlig fara för människor och miljö, här och nu. Miljömyndigheten kan då vända sig till den som orsakat föroreningen (ibland t.o.m. oavsett när den skedde), eller till den som är närmast att vidta skyddsåtgärder inför framtiden (oftast markägaren). De olika perspektiven påverkar också förfarandet. Om perspektivet är skadeståndsrättsligt, är miljömyndigheten hänvisad till att stämma förorenaren vid domstol för kostnadstäckning. Ett förvaltningsrättsligt förfarande arbetar med andra instrument, främst förelägganden eller att åtgärderna vidtas på den ansvariges bekostnad (och kostnadstäckning som sker genom överklagbara beslut).

En förvaltningsrättslig system för miljöansvaret

Det är knappast kontroversiellt att påstå att en förvaltningsrättslig lagstiftningsregim för miljömyndigheternas arbete med förorenade områden är att föredra framför en skadeståndsrättslig. Slutsatsen kan dras redan av det skälet att det förvaltningsrättsliga systemet är uppbyggt och anpassat efter det speciella förhållandet mellan myndigheten och den enskilde, såväl när

det gäller myndighetens arbete och när det gäller särskilda förvaltningsrättsliga principer till skydd för den enskilde.

När det gäller miljöarbetet med förorenade områden finns dessutom flera faktorer som förstärker denna slutsats. Den främsta är att den moderna miljörätten har ett riskvärderingsperspektiv. Innebörden är att krav kan ställas redan utifrån att något representerar en risk för skada, vilket är helt nödvändigt när det gäller miljöarbetet med förorenade områden. Riskvärderingsperspektivet är också grunden till inställningen att ansvaret ska bedömas utifrån risken för den framtida skadan på människor och miljö. Om denna risk är tillräckligt hög, måste krav kunna riktas mot förorenaren att undanröja denna risk. Om denne inte finns tillgänglig, bör istället kraven kunna riktas mot den som har makt och möjlighet att vidta dessa åtgärder. Ett riskvärderingsperspektiv innebär också att s.k. preliminära krav ingår i bedömningen av miljöfarliga verksamheters tillåtlighet. Innebörden är att verksamhetsutövaren måste undersöka området, med avseende på de verkningar som verksamheten kan ha orsakat i miljön. Samtliga dessa funktioner är svåra ett förena med ett skadeståndsrättsligt perspektiv.

Medvetna inslag från skadeståndsrätten

Grunden i en lagstiftningsregim om förorenade områden bör följaktligen vara förvaltningsrättslig. En sådan regim bör konstrueras för att möta de allmänna intressena av ett miljövårdarbete med dessa områden såsom de företräds av miljömyndigheterna. Rättsområdet har emellertid klara likheter med skadeståndsrätten, speciellt om man ser till adressatsidan, d.v.s. till de ansvariga. Lagstiftningsregimen bör därför kompletteras med inslag från den moderna miljöskadeståndsrätten. Sådana inslag kan vara fördelningsregler mellan flera ansvariga, bevisbörderegler och liknande. Det är emellertid viktigt att dessa regler utformas utifrån objektiva faktorer i lagstiftningen för att fungera inom det förvaltningsrättsliga systemet. Reglerna bör också förstås och tolkas i enlighet med ändamålet och funktionen med den förvaltningsrättsliga lagstiftningen i sin helhet. På så vis kan sägas att en förutsättning för lån från den skadeståndsrättsliga området är att det har varit en medvetet val från lagstiftarens sida, inte en tolkningsprincip som gäller in dubio.

Ett utvecklat förfarande

Det förvaltningsrättsliga förfarandet fungerar i vissa fall dåligt i miljöarbetet med förorenade områden. Det bygger på skriftliga förelägganden om klart avgränsade åtgärder som ska utföras av en adressat i taget. Överklagas besluten sker detta i en huvudsakligen skriftlig process. Denna ordning passar mindre väl för kvalificerade bedömningar av miljöansvar och dess fördelning mellan flera aktörer. Situationen blir inte annorlunda om mil-

jömyndigheten själv utför åtgärderna på adressaternas bekostnad, eftersom problemen med att fördela kostnaderna endast skjuts framåt i tiden. Inte heller det civilprocessuella förfarandet fungerar som ett normalt inslag i ett decentraliserat miljöarbete.

För att genomförandeinstrumenten ska fungera i den speciella situation som kännetecknar miljömyndigheternas arbete med förorenade områden behövs sammanträden där de olika adressaterna kan komma till tals. Den möjlighet som förespråkas i kapitlet går ut på att komplettera det förvaltningsrättsliga förfarandet med instrumentet ”samordnad ansvarsprövning”, d.v.s. en muntlig förhandling inför myndigheten.

En skadeståndsrättslig botten

Ambitionen med en lagstiftningsregim för förorenade områden bör vara att den är heltäckande på så vis att samtliga regler för ansvar och skyldigheter framgår av regelverket. Det kan ändå uppstå situationer där den förvaltningsrättsliga lagstiftningen inte räcker till, men där adressaten agerat på ett sätt som skulle utlösa ansvar enligt de skadeståndsrättsliga reglerna om det allmänna miljöintresset vore skyddat av dessa regler. För dessa situationer bör det finnas en möjlighet för miljömyndigheten att kunna agera på skadeståndsrättslig grund gentemot skadevållaren. Tillämpningen av dessa regler och instrument får dock inte komma i konflikt med de förvaltningsrättsliga reglerna på området, och de skadeståndsrättsliga reglerna får inte heller användas för att försämra den enskildes position gentemot myndigheten i en situation som täcks av den förvaltningsrättsliga lagstiftningen.

9 Adressater för kraven: Förorenaren

9.1 Inledning

Frågan om vem som ska stå för kraven på miljövårdsåtgärder i samband med förorenade områden är ofta komplicerad. Flera parter kan vara inblandade, såväl i tiden som i rummet. Främst är det fråga om den eller de som stod för den aktivitet som genererade själva störningen (utsläppet, lagringen o.s.v.), *förorenaren*. Det är dock inte alltid lätt att ange vem detta är; är det den som bedriver verksamheten rent faktiskt, eller någon annan som direkt eller indirekt kontrollerar och styr? Svaret på denna fråga kan också vara avhängigt vad slags verksamhet eller åtgärd som har orsakat föroreningarna; är det ett mindre och privat utsläpp eller är det en förorening som sker inom ramen för en större och industriell verksamhet, eventuellt bedriven med tillstånd? I detta sammanhang aktualiseras även frågor som gäller den juridiska formen för den förorenade verksamheten, där spannet går från enskilda firmor till olika aktiebolag i en större koncern. Allt detta har betydelse för bedömningen av vem som är förorenare.

I de frågor som behandlas i detta avsnitt är kanske skillnaden mellan ett offentligrättsligt och skadeståndsrättsligt synsätt som tydligast. Som redan nämndes i föregående kapitel, påverkar de olika synsätten dels *vem* som kan bli föremål för miljömyndighetens krav (adressat/ansvarssubjekt), dels den *rättsliga grunden* för plikten/ansvaret. I det första avseendet utgår ju skadeståndsrätten från att det är skadevållaren som ska göra rätt för sig. I de fall som skadan är – eller kan vara – orsakad av flera är ofta grundregeln kompletterad med bestämmelser om gemensamhetsansvar. Den förvaltningsrättsliga regleringen utgår istället från ett politirättsligt synsätt på så vis kraven kan riktas emot såväl den som orsakat skadan, som den som har makt och möjlighet att åtgärda den. På detta rättsområde finns dessutom ofta regler om styrning[926] av den förvaltningsrättsliga plikten, t.ex. till den

[926] Jag använder uttrycket ”styrning” istället för ”kanalisering”, som egentligen bättre förklarar vad det är fråga om. Eftersom det senare uttrycket används i en annan betydelse i den

nuvarande tillståndshavaren för den verksamhet som föroreningarna härrör ifrån, oavsett när utsläppen skedde. förorenares subjektiva inställning eller oaktsamhet spelar liten eller ingen roll. Även när det gäller att fördela bördorna mellan flera förorenare uppvisar den förvaltningsrättsliga regleringen lösningar som skiljer sig från de som är möjliga i ett skadeståndsrättsligt sammanhang. Det bör dock återigen betonas att det inte är fråga om någon total dikotomi mellan de två rättsområdena. Något sådant är f.ö. ens knappast möjlig eftersom reglerna ofta fungerar jämsides i en och samma situation. Det är snarast fråga om ett ömsesidigt förhållande där det ofta råder samsyn, men där betraktelsesätten ibland går isär.

skadeståndsrättsliga litteraturen, har jag i regel avhållit att använda det vid en beskrivning av förvaltningsrättsliga fördelningsregler.

9.2 Vem är förorenare?

9.2.1 Inledning

Alla lagstiftningsregimer i Europa på detta rättsområde har förorenaren antingen som förstahandsadressat för miljövårdskraven, eller som den som slutligen ska stå för kostnaden härför. Som redan nämnts är det dock inte alltid lätt att klart definiera vem som egentligen är förorenare. När det gäller enstaka händelser och utsläpp vållar det – åtminstone i teorin – sällan några problem att klart ange honom. Så snart som det blir fråga om större och mer komplicerade verksamheter, typiskt sett industriella rörelser bedrivna i aktiebolagsform, blir bilden mer svårtydbar. Man kan säga att miljömyndigheterna i dessa situationer ställs inför två problem; dels kan det vara svårt att definiera *verksamhetsutövaren*, d.v.s. att se vem som i realiteten driver eller kontrollerar verksamheten, dels kan de civilrättsliga konstruktionerna öppna för *ansvarsflykt.*

9.2.2 Verksamhetsutövare och ansvarsgenombrott

Den förvaltningsrättsliga bestämningen av verksamhetsutövarbegreppet syftar till att ange vem som är bärare av de plikter som är förenade med en viss verksamhet. Dessa plikter kan avse allt från att vidta utsläppsbegränsningar och andra försiktighetsåtgärder i den löpande driften, att lämna in miljövårdsrapporter och liknande upplysningar till tillsynsmyndigheten, att avsluta verksamheten och vidta efterbehandlingsåtgärder i samband med detta o.s.v. I detta avseende görs det alltså ingen skillnad mellan preventiva och reparativa krav; verksamhetsutövarbegreppet är detsamma, även om adressaterna kan variera över tiden. I komplicerade situationer kan det behövas en vidsträckt definition av verksamhetsutövarbegreppet för att träffa den som på ett övergripande plan ansvarar för verksamheten ifråga. Här brukar man tala om den eller de personer som har formell och faktisk möjlighet till kontroll och bestämningen kan i vissa situationer innebära att man bortser från den bolagsrättsliga regleringen av verksamheten. Det ansvar som ligger på verksamhetsutövaren brukar benämnas det ”direkta” ansvaret”.[927]

En annan sak är att en bakomliggande aktör – t.ex. ett annat bolag i samma koncern – ibland kan få svara för en verksamhetsutövares miljöskulder. Här är det istället fråga om någon som inte kan innefattas i verksamhetsutövarbegreppet, men som ändå kan få stå för miljövårdskraven på grund av omständigheter i det enskilda fallet. Sådana kan vara ett illojalt utnyttjande av aktiebolagsrättsliga konstruktioner, undandragande av medel

[927] Se Larsson i Kreditgivaransvar, sid. 151, även Hedlund i samma antologi, sid. 120.

eller underkapitalisering i förhållande till de risker som verksamheten för med sig och liknande.[928] I dessa fall är det fråga om ”indirekt” ansvar eller ”ansvarsgenombrott” i mer klassisk, civilrättslig betydelse. Förutsättningarna för sådana genombrott är oftast utvecklade i rättspraxis. Syftet med ”ansvarsgenombrott” är att placera de miljörättsliga bördorna där de rätteligen hör hemma, d.v.s. hos den som njutit de ekonomiska frukterna av verksamheten.

I den moderna miljöskadeståndsrättsliga litteraturen poängteras skillnaden mellan ”direkt” och ”indirekt” ansvar och man hänvisar gärna till rättspraxis i U.S.A. där denna distinktion är utvecklad av domstolarna.[929] Denna diskussion menar jag har bärighet även i ett europeiskt, förvaltningsrättsligt perspektiv. Som framgått ovan syftar bestämningen av vem som är verksamhetsutövare till något annat än reglerna om ansvarsgenombrott; medan de förra ska tillämpas i en normalsituation för att hitta den rätte adressaten för kraven, ska de senare användas i undantagssituationer för att träffa den bakomliggande aktör som genom ett otillbörligt agerande försöker att undkomma eller minska en verksamhets miljöskulder. Denna distinktion torde dessutom vara allmängiltig, oavsett i vilken ordning som ansvarsfrågorna är reglerade. Jag vill dock ändå peka på att bestämningen av verksamhetsutövarbegreppet och reglerna om ansvarsgenombrott är ömsesidigt beroende av varandra. Med en vidsträckt definition av det förra begreppet, minskar behovet av de senare. Om man däremot har en så snäv definition av vem som är verksamhetsutövare att denna inte ger utrymme för något koncernansvar, ökar betydelsen av att kunna nå detta resultat med genombrott.

Nedan följer en redogörelse av EG-regler, några exempel från andra länders lagstiftning och ytterligare diskussion om verksamhetsutövarbegreppet och frågan om ansvarsgenombrott. Först vill jag dock göra en viktig reservation: Redan i inledningskapitlet nämnde jag att studien främst tar sikte på regleringen av förorenade områden med avseende på *avslutade verksamheter*. Jag har alltså inte ägnat särskilt stor uppmärksamhet åt de olika ländernas regler om pågående verksamheter, t.ex. i olika IPC-regimer eller lagstiftning om avfall. Just när det gäller frågan om verksamhetsutövarbegreppet bestäms detta emellertid väsentligen i just sådan lagstiftning. Med andra ord, en vid definition av detta begrepp i en IPC-regim påverkar direkt vem som kan vara adressat för reparativa krav när väl verksamheten är avs-

[928] SOU 1987:59 sid. 11-16 och 51-58.

[929] Se exempelvis Larsson i Kreditgivaransvaret sid. 159 där hon ger följande citat från rättsfallet Stearns & Foster Bedding Co v. Franklin Holding Co et al (947 F Supp 790 (DC NJ 1996)): ”(A) corporation may be held liable as an owner for the actions of its subsidiary corporation in situations in which it is determined that piercing the corporate veil is warranted. Operator liability, in contrast, is generally reserved for those situations in which a [parent or sister] corporation is deemed, due to specifics of its relationship with its affiliated corporation, to have a substantial control over the facility in question.”.

lutad. Det går alltså egentligen inte att uttala sig om verksamhetsutövarbegreppet utan att känna till de olika tillståndsregimerna för pågående verksamheter. De slutsatser som dras i diskussion nedan om verksamhetsutövarbegreppet och frågan om ansvarsgenombrott blir följaktligen begränsad till främst svensk rätt. Jag tror ändå att såväl diskussionen, som slutsatserna är av större principiellt intresse, inte minst med tanke på att de tillståndsregimer som finns i miljöbalken är utformade efter EG-reglerna på området.

9.2.3 EG-definitioner om verksamhetsutövare

EG-lagstiftningen på miljöområdet har normalt karaktären av minimidirektiv som medlemsstaterna måste genomföra. En under 1990-talet allt vanligare typ av direktiv ställer krav på att vissa verksamheter måste tillståndsprövas och att villkor ska meddelas med avseende på drift, avslutning och efterbehandling. I denna typ av direktiv är det nödvändigt att också ta ställning till vem som ska betraktas som verksamhetsutövare.

I 1988 års avfallsförbränningsdirektiv[930] finns regler för tillstånd och tillsyn över sådana anläggningar. Här ges en bred definition av verksamhetsutövaren (”driftsansvarig”) som inbegriper den som utövar, eller har utövat, ett bestämmande inflytande över verksamheten. Denna definition har i artikel 2(5) följande lydelse:

> ”en fysisk eller juridisk person som driver förbränningsanläggningen och som har eller har tilldelats rätten att fatta avgörande ekonomiska beslut avseende denna”.

I EU:s s.k. IPPC-direktiv[931] ställs krav på medlemsländerna att inrätta tillståndsregimer för en integrerad miljöprövning av samtliga störningar från större miljöfarliga verksamheter. I ursprungsförslaget till detta direktiv användes en definition av verksamhetsutövaren som liknade den i förbränningsdirektivet.[932] I slutversionen valde man istället att överlämna till nationell lagstiftning om vissa adressater skulle omfattas. Artikel 2(12) har nu följande lydelse:

> ”varje fysisk eller juridisk person som driver eller innehar en anläggning eller, om det finns bestämmelser om detta i den nationella lagstiftningen,

[930] Direktiv 88/609/EEG (ändrat genom direktiv 94/66/EG) om begränsning av utsläpp till luften av vissa föroreningar från stora förbränningsanläggningar.
[931] Direktiv 96/61/EG om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa förorening.
[932] Se Hedlund i Kreditgivaransvar, sid. 100.

> varje person som har givits rätten att fatta avgörande ekonomiska beslut med avseende på anläggningens tekniska funktionssätt."[933]

Att märka är alltså att såsom verksamhetsutövare definieras direkt i direktivet den som har juridisk eller faktisk kontroll över verksamheten. Uttrycket "innehar" ("controls") måste rimligen tolkas som vidare än bara "driver" ("operates").[934] Om man emellertid även vill inkludera den som utövar ett bestämmande ekonomisk kontroll över verksamheten, måste detta ske genom nationell lagstiftning.

Även i det färska direktivet om avfallsdeponering har man överlämnat den närmare bestämningen av ansvarskretsen till nationell lagstiftning.[935] Det bör observeras att dessa direktiv inte bara gäller för framtida verksamheter, utan även för befintliga sådana. För dessa senare ges dock övergångsregler.

Som nämndes i kapitel 6, arbetar EU på att ta fram ett direktiv om ansvar för miljöskada.[936] I den Vitbok som Kommissionen gav ut i februari förra året skriver man följande om vem som ska bära det miljörättsliga ansvaret:[937]

> "En miljöansvarsordning på EG-nivå bör innebära att den eller de personer som har kontrollen över den verksamhet (som omfattas av definitionen av räckvidden) som orsakar skadan (nämligen verksamhetsutövaren) skall bära ansvaret. Om verksamheten utövas av ett företag i egenskap av juridisk person kommer ansvaret att åvila den juridiska personen och inte direktörerna (beslutsfattarna) eller andra anställda som kan ha varit inblandade i verksamheten. Långivare som inte har kontroll över verksamheten bör gå fria från ansvar."

I en fotnot till denna text nämns att medlemsländerna i enlighet med artikel 176 i EG-fördraget också kan göra andra parter ansvariga. Utöver detta innehåller Vitboken ingenting om ett utökat verksamhetsutövarbegrepp eller om ansvarsgenombrott. I denna fråga var de tidigare förslagen till Vitbok betydligt klarare. I det utkast som kom i september 1998 uttalade Kommissionen att problemet med ansvarsflykt genom uppdelning av juridiska

---

[933] Den engelska texten lyder: "any natural or legal person who operates or controls the installation or, where this is provided for in national legislation, to whom decisive economic power over the technical functioning of the installation has been delegated".
[934] I avsnitt 9.2.6 återkommer jag till betydelsen av detta uttryck.
[935] Direktiv 1999/31/EG om deponering av avfall, definitionen av "huvudman" i art. 2(l).
[936] Avsnitt 6.3.
[937] Vitboken om miljöskador, sid. 18. Den engelska texten lyder: "The person or persons who exercise control of an activity (covered by the definition of the scope) by which the damage is caused (namely the operator) should be the liable party under an EC environmental liability regime. Where the activity is carried out by a company in the form of a legal person, liability will rest on the legal person and not on the managers (decision makers) or other employees who may have been involved in the activity. Lenders not exercising operational control should not be liable.".

personer måste lösas, vilket kunde ske genom nationell lagstiftning utifrån någon av följande tre modeller:[938]

a. Ansvaret kanaliseras till moder- eller systerbolag, vilka definieras genom kriterier på ägandet (procent eller viktning av aktier).
b. Genom att krav ställs på det verksamhetsutövande företaget att ha tillräcklig ekonomisk säkerhet. Denna ska i skälig utsträckning täcka riskerna för skador av verksamheten. Som ekonomisk säkerhet räknas här försäkringar, bankgarantier, interna reserver, branschvis uppbyggda fonder m.m.
c. Genom att kanalisera ansvaret till de ledande befattningshavarna i företaget.

Ett ansvarsdirektiv ligger ett stycke fram i tiden. Som nämnts i kapitlet om Sverige, finns emellertid redan ett annat direktiv som bjuder en utvidgad krets av ansvariga för många av de verksamheter som orsakar miljöskador, nämligen det s.k. Sevesodirektivet.[939] I detta omfattar definitionen av verksamhetsutövare tre olika adressater; den som driver eller innehar (kontrollerar) en verksamhet eller en anläggning, den som annars har rätt att fatta avgörande ekonomiska beslut om den tekniska driften samt den gemensamma ägaren till flera verksamheter om dessa är samlokaliserade. I de fall som verksamheten är uppdelad på flera samlokaliserade bolag, ska alltså koncernledningen räknas som verksamhetsutövare.

9.2.4 Exempel från nationell miljörätt

I det följande avsnittet ges några exempel från olika europeiska miljölagstiftningar som innehåller ”utökade” definitioner av verksamhetsutövare eller regler om ansvarsgenombrott. Exemplen är mestadels hämtade ur dessa länders lagstiftning om förorenade områden. En genomgång av länders genomförande av IPPC- och Seveso-direktiven skulle som sagt sannolikt ge flera exempel. Vidare har jag inte gett mig in på den rättspraxis om ansvarsgenombrott som har utvecklats på det skadeståndsrättsliga området. Min ambition har inte varit att ge en fullständig katalog över samtliga de utländska bestämmelser som jag känner till som intressanta i sammanhanget, endast några exempel inför den vidare diskussionen. Dessa exempel visar att det finns en allmän – men försiktig – tendens i de olika lagstiftningsregimerna på detta område att försöka utöka verksamhetsutövarbegreppet och även införa bestämmelser som medför någon form av ansvarsgenombrott.

[938] Draft white paper on environmental liability, 14/9-98.
[939] Se avsnitt 2.2.3.2.

Den norska forurensningsloven (FL) innehåller inte någon definition av verksamhetsutövaren. Som framgått ovan, anges lagens adressat i 7 § som ”den ansvarlige”.[940] Att närmare bestämma vem denne är, blir därför en fri bedömning som kan gå på tvärs mot civilrättsliga konstruktioner. När det gäller koncernförhållanden kan därför lagens adressat bli en annan än vad som följer av de aktiebolagsrättsliga reglerna. Det är, med Bugges ord, ”primært et spørsmål om tolkning af forurensningsloven selv”.[941] Om forurensningsloven däremot är tyst i denna fråga, träder aktiebolagsreglerna in. Att avgöra om ett moderbolag kan få stå för ett dotterbolags miljöskulder blir alltså fråga om att tolka 7 § FL i en konkret situation. Detta liknar, enligt Bugge, den teknik som används när man bestämmer vem som är ”arbetsgivare” enligt arbetsmiljölagstiftningen eller inom skatterätten.[942] Den bestämningen kan vara betydligt vidare än vad som framgår av den civilrättsliga definitionen. I miljörättsliga sammanhang är en avgörande faktor i denna bedömning om moderbolaget har möjlighet att styra över dotterbolagets verksamhet. Även faktorer som i vems intresse som verksamheten bedrivs eller att den farliga verksamheten är satt på eget bolag för att undvika miljöansvar, kan inverka i det enskilda fallet. På så vis kan enligt Bugge moderbolagen få stå som adressat för miljökraven. Här pekar han på att relationen mellan bolagen i de norska koncernerna vanligtvis är mycket täta.[943] Däremot är synsättet klart snävare vid bedömningen av det civilrättsliga ansvaret i koncernsammanhang. Här kan moderbolag endast få stå för dotterbolagens miljöskulder vid egen culpa eller enligt de speciella förutsättningar som gäller för ansvarsgenombrott i norsk rättspraxis.[944]

I den tyska jordskyddslagen (Bundes-Bodenschutzgesetz, BbodSchG) återfinns lagens adressater i artikel 4(3). Som sådana räknas förorenaren och dennes rättsinnehavare, nuvarande och f.d. markägare och nyttjanderättshavare, utan inbördes rangordning.[945] I sista meningen görs en utvidgning av ansvarskretsen:

> ”Persons who, for reasons of commercial law or company law, are required to answer for a legal entity that owns a real property that is encumbered with

[940] Avsnitt 6.2.1.
[941] Bugge i Forurensingsansvaret, sid. 596.
[942] Detta är f.ö. den teknik som även den svenska Regeringsrätten använder när det gäller att definiera vem som är arbetsgivare enligt lagen (1981:691) om socialavgifter och därmed skyldig att betala arbetsgivaravgifter, se RÅ 2000 ref. 29.
[943] Även Backer ställer frågan om det inte är rimligt att anlägga ett särskilt synsätt på frågan om miljöansvar, även om man accepterar grundtanken om ansvarsfrihet inom den allmänna bolagsrätten (Backer i To reguleringstraditioner, sid. 169).
[944] Bugge, sid. 600ff.
[945] Lagtexten lyder i översättning: ”The party who caused a harmful soil change or a contaminated site, and his universal successor, as well as the relevant property owner and the occupant of the relevant real property, shall be obligated to remediate…”.

> harmful (…) changes to the soil or site contamination, and persons who give up ownership of such properties, are also obliged to carry out remediation.”

Detta är en regel som kan utlösa ansvar inom koncerner eller för aktieägare. Avsikten med bestämmelsen är att överföra den civilrättsliga uppfattningen om ansvarsgenombrott till den förvaltningsrättsliga lagstiftningen.[946] Ett moderbolag kan alltså få svara i ett dotterbolags ställe, om det senare äger förorenad mark. Förutsättningen är dock att de i rättspraxis utvecklade kriterierna för ansvarsgenombrott är för handen. Enligt tyska högsta domstolen (Bundesgerichthof) är dessa kriterier, mycket översiktligt beskrivet, underkapitalisering eller ett otillbörligt agerande som resulterat i att det ansvariga företaget inte längre kan fullgöra sina förpliktelser.[947]

Som redan framgått av kapitel 4, anges de ansvariga enligt den engelska Environmental Protection Act Part IIA (EPA) i två grupper; förorenare och markägare. Som den förra anges den som ”caused or knowingly permitted” den verksamhet eller det utsläpp som orsakade föroreningen i området. Redan denna definition öppnar för en vid bestämning av verksamhetsutövarbegreppet. Så kan den som utövar ett avgörande inflytande över en verksamhet anses vara ”knowingly permitter”. Till detta kommer att reglerna i föreskrifterna under Part IIA om fördelningen av ansvaret mellan flera förorenare uttryckligen hänvisar till civilrättsliga konstruktioner i två avseenden.[948] För det första anges att holdingbolag och de företag som ingår i dess aktieportfölj ska utgöra ett och samma ansvarssubjekt. För det andra anges att civilrättsliga avtal om efterbehandlingsskyldighet ska respekteras under förutsättning att det miljömässiga behovet var klarlagt när avtalet slöts samt att tillräckliga medel reserverats för åtgärderna. Denna inställning skiljer sig klart från den svenska, där civilrättsliga uppgörelser om efterbehandlingsansvaret inte påverkar vem som är adressat för de offentligrättsliga kraven.[949]

9.2.5 Allmänna utgångspunkter

När samhället och enskilda skadelidande ställer högre krav på miljöfarliga verksamheter, blir det i motsvarande grad allt viktigare med regler som klargör vem som ska svara för att dessa krav upprätthålls. Det är även en grundläggande utgångspunkt för en hållbar miljörätt att bördorna placeras hos den som har de ekonomiska fördelarna av verksamheten och att ansvars-

[946] Martens i EL 1998 s. 176, på sid. 177.
[947] Se Pape & Schillhorn i Legal aspects of soil pollution (Tyskland), sid. 163f.
[948] Se avsnitt 4.3.3.3.
[949] Detta har Koncessionsnämnden uttalat i flera beslut, se KN B 100/96 (Blombacka), KN B 14/97 (Alsike Bensin) och KN B 297/97 (STORA).

flykt försvåras. Med andra ord, avgörande för reglernas effektivitet blir att finna den rätte adressaten för miljökraven. Detta är emellertid inte tillräckligt. Det krävs även regler som lägger en skyldighet på den som bedriver en miljöfarlig verksamhet att fortlöpande se till så att det inte byggs upp en ”miljöskuld”. Fråga är om sådana preventiva plikter kan ersätta en vid definition av verksamhetsutövarbegreppet, eller om det rör sig om olika sidor av en heltäckande lagstiftningsregim.

En miljöskuld efter en verksamhet i form av kvarblivet avfall eller föroreningar i mark och vatten område kan, som redan nämnts, bli mycket kostbar att reparera. Genomgående för dessa skulder är att de har en tendens att komma fram först i ett mycket sent skede i företagets levnad, kanske först i samband med att det gör konkurs. Miljöskulder skiljer sig i ett avgörande avseende från andra, vanliga fordringar. Den verksamhetsutövare som inte betalar sina leveransskulder, hyror, banklån o.s.v. finner mycket snart att fordringsägarna gör sig påminda. Så är inte fallet med de miljöskulder vi diskuterar här. Organisationen av miljömyndigheternas tillsyn är inte dimensionerad för att kunna utföra fortlöpande kontroller av alla miljöfarliga verksamheter. Tvärtom har det varit en genomgående tendens i Europa under senare år att banta på den offentliga tillsynsapparaten och istället betona företagens egenkontroll och andra ”marknadsanpassade” instrument.

Den traditionella miljörätten innehåller dock vissa instrument som kan användas för att motverka uppkomsten av miljöskulder. Till dessa kommer sådana instrument som har utvecklats just för att förhindra uppkomsten av förorenade områden. Jag har redan nämnt flera av dessa, men ger ändå en sammanfattning och en problematisering här:

För verksamheter med tillstånd går det att i villkor ange hur stora mängder avfall som får förvaras på en viss plats eller direkt ange att viss efterbehandling ska ske. Denna ordning fungerar emellertid bara för den andel verksamheter som är tillståndspliktiga och den förutsätter att dessa frågor aktualiseras vid tillståndsprövning eller omprövning av villkoren. Många äldre verksamheter drivs dessutom utan tillstånd.

Ofta finns en möjlighet att kräva ekonomiska säkerheter för de miljöskulder som kan uppstå av en miljöfarlig verksamhet. Härigenom kan ju medel avsättas för att möta eventuella krav på efterbehandling i framtiden. Exempel på sådan säkerhet är deponering, borgen eller bankgaranti. Detta instrument förekommer dock vanligen i samband med olika tillståndsregimer, vilket gör att det har de begränsningar som nämndes i punkten ovan. Till detta kommer andra problem. För det första är det knappast möjligt att använda ekonomiska säkerheter generellt, de är snarast avsedda för de situationer då det går att förutse att verksamheten avslutas inom viss tid, eller att det annars uppstår fortlöpande efterbehandlingsbehov. För det andra – och

viktigast – är ekonomiska säkerheter en dyrbar lösning.[950] För det tredje kan de verka diskriminerande mot fristående företag som inte kan använda sig av borgen från moderbolag. Dessa problem och nackdelar med de ekonomiska säkerheterna bör dock vara möjliga att övervinna och därmed bör instrumentet vara möjligt att utveckla till betydligt större användbarhet på detta område.

Olika former av undersökningsplikter har nämnts tidigare, t.ex. i samband med att en verksamhet överlåts eller läggs ned. En sådan plikt kan vara effektiv när det gäller att upptäcka redan uppkomna föroreningar, men innebär inte att området blir efterbehandlat; de ekonomiska resurserna kanske saknas eller den tilltänkte köparen tappar intresset. ”Base-line studies”[951] eller fortlöpande undersökningsplikt för vissa verksamheter bör ha en starkare preventiv effekt, men grundproblemet är detsamma; förutsättningen för att området verkligen ska bli efterbehandlat är att kraven kan riktas emot en verksamhetsutövare som har de ekonomiska resurser som krävs för att utföra miljövårdsåtgärderna.

Ett ytterligare instrument är anmälningsplikt vid överlåtelse eller nedläggning av företag, alternativt att det krävs ett godkännande från en miljömyndighet när sådana åtgärder vidtas. Instrumentet förekommer på sina håll i samband med mer ambitiösa avfallsregimer, t.ex. enligt EPA Part II i Storbritannien.[952] Detta kan vara en effektiv ordning, men egentligen bara för att uppmärksamma myndigheten. Instrumentets miljövårdseffektivitet är också i detta fallet slutligen beroende av om det finns pengar reserverade för reparativa åtgärder.

Dessa instrument syftar som sagt till att förebygga uppkomsten av förorenade områden som ingen kan göras ansvarig för. Instrumentens effektivitet i preventivt hänseende är beroende av att det finns en adressat att rikta kraven emot. Med andra ord, de utesluter eller ersätter inte en vid definition av verksamhetsutövarbegreppet, utan tvärtom; de förutsätter en sådan definition.

Med denna bild för ögonen – att vare sig dagens tillsynsorganisation eller lagstiftning i tillräcklig grad är utformad för att effektivt motverka ansvarsflykt – kan man tänka sig två vägar för att möta detta problem. Det ena är förstås att samhället eller de skötsamma företagen på något sätt får stå för de miljöskulder som blir över efter andra verksamheter. En sådan lösning skulle emellertid klart strida mot principen om att förorenaren ska betala, som hela

[950] I Sverige har bestämmelsen om ekonomisk säkerhet i 16 kap. 3 § MB sina rötter i naturvårdslagen (1964:822). Den vanligaste formen i Sverige är numera bankgaranti. Årskostnaden för dessa är c:a 1,5-2 % av det belopp som garantin gäller för. Att kostnaden är så pass hög är väl också skälet till att den svenska industrin är skeptisk till instrumentet. Se Hamilton i JT 1997/98 s. 118).
[951] Avsnitt 7.5.3.3.
[952] Se avsnitt 4.1.3.2.

miljölagstiftningen vilar på. En annan lösning kunde vara någon form av fond och försäkringslösning, något som används alltmer på efterbehandlingsområdet. Dessa instrument kompletteras också med miljöavtal i olika former mellan myndigheterna och branschorganisationer. Ett vanligt exempel på det senare är de överenskommelser som slutits mellan de nationella miljömyndigheterna i flera länder och petroleumbranschen om att sanera äldre bensinstationer (bl.a. Sverige, Danmark och Finland). Dessa lösningar utgör ett viktigt komplement till möjligheten att utkräva ansvar genom myndigheters påbud i traditionell ordning, t.ex. när det är fråga om många mindre områden där ansvarsförhållandena är oklara. Även om branschlösningar, fonder och försäkringar har sin plats som lösningar som på detta vis träder in i sista hand, är det emellertid inte rimligt att de skötsamma företagen regelmässigt ska få stå för de mindre skötsammas miljöskulder. Till detta kommer att såväl skattebetalarna som företagen genom branschlösningar (som täcker de fall då ingen kan göras ansvarig), redan idag får stå för en stor del av notan för äldre tiders försyndelser. De miljörättsliga instrument och de andra lösningar som beskrivits ovan måste därför kompletteras med regler som i hög grad styr ansvaret till de verkliga verksamhetsutövarna och eventuella, bakomliggande intressenter. Enligt min uppfattning bör detta ske efter följande utgångspunkter:

- Principen om att förorenaren ska betala innebär att ansvaret för att förhindra, motverka och avhjälpa skador på miljön i första hand ska bäras av den som faktiskt utövar eller har utövat den miljöfarliga verksamheten. Principen hindrar dock inte att man genom lagstiftning förenklar arbetet för miljömyndigheterna på olika sätt, exempelvis genom att styra ansvaret till en av flera ansvariga. PPP talar också med styrka för en kompletterande reglering som syftar till att motverka ansvarsflykt.
- En reglering som definierar verksamhetsutövares och bakomliggande aktörers ansvar för att motverka och förhindra skador på miljön som allmänt intresse bör ges i förvaltningsrättslig ordning. Det är som utgångspunkt alltså fråga om en förvaltningsrättslig bestämning av dessa begrepp som i vissa situationer kan skilja sig från en civilrättslig ordning. Dessa regler bör inte beröra verksamhetsutövares och andras civilrättsliga ansvar gentemot enskilda skadelidande.
- Bestämningen av vilka som är adressater för de miljörättsliga plikterna bör ske genom uttrycklig lagstiftning. Härvid bör man skilja på det ”direkta” och det ”indirekta” ansvaret. Det första syftar till att klargöra vem som är *verksamhetsutövare*, det senare till att i vissa situationer kunna rikta kraven mot *bakomliggande aktörer*.
- Definition av *verksamhetsutövarbegreppet* ska vara vid och endast ge hållpunkter för miljömyndigheternas och domstolarnas bedömning av

vem som är adressat för miljökraven i såväl preventivt som reparativt avseende. Avgörande kriterium för denna bestämning bör vara vem eller vilka som har den faktiska eller rättsliga rådigheten över verksamheten.

- En regel om ansvarsgenombrott innebär att bakomliggande intressenter i vissa avseenden kan träffas av reparativa krav, även i sådana fall som de inte kan betraktas som verksamhetsutövare enligt definitionen ovan. En sådan regel och dess genomförande bör ta ett visst intryck av de skadeståndsrättsliga reglerna på området.

9.2.6 Definitionen av verksamhetsutövaren i miljöbalken

Jag avslutar denna diskussion om verksamhetsutövare och ansvarsgenombrott genom att överföra de allmänna tankegångarna ovan till svensk rätt enligt miljöbalken.

Som framgått av kapitel 2, saknar miljöbalken en definition av uttrycken ”verksamhet” och ”verksamhetsutövare”.[953] Styrande för vilka företeelser som omfattas av balken är istället, dels det allmänt utformade målet i 1 kap. 1 §, dels att det ska vara fråga om en verksamhet eller en åtgärd enligt balken. Som ytterligare förutsättning anges också att det inte ska vara fråga om bagateller, åtgärden bör vara av en viss betydelse för de mål som anges i 1 kap. Som också redan har framgått, argumenterar jag för att uttrycket ”verksamhet eller åtgärd” i 2 kap. MB inte bör tolkas alltför snävt. Förutom vad som anses ligga i dessa uttrycks normalspråkliga betydelse, omfattar de även varje sådan företeelse som regleras i de efterföljande kapitlen i balken.

De senaste åren har verksamhetsutövarbegreppet enligt miljöbalken varit föremål för diskussion i den juridiska litteraturen. Så har Forsbacka argumenterat för att begreppet enligt gällande rätt inte kan ges en vidare innebörd än att det endast omfattar den som faktiskt (operativt) bedriver verksamheten.[954] De exempel som finns ur KN:s praxis där moderbolag har fått tillstånd för dotterbolags miljöfarliga verksamhet ser hon inte som ett utflöde av de förvaltningsrättsliga bestämmelserna, utan snarast som ett slags civilrättsligt garanti- eller borgensåtagande mot det verksamhetsutövande dotterbolagets borgenärer och även mot miljömyndigheterna. Hon menar vidare att lagstiftningsärendet kring 10 kap. 2 § 2 st. talar för en snäv avgränsning av verksamhetsutövarbegreppet:[955]

> ”Av förarbetena till miljöbalken framgår alltså klart att någon utvidgad tolkning av det svenska verksamhetsutövarbegreppet inte ansågs möjlig enligt

[953] Avsnitt 2.2.3.2.
[954] Forsbacka i SvJT 2000 s. 905.
[955] SvJT 2000 s. 905, på sid. 922.

> nuvarande lagbestämmelser. Såsom bestämmelserna utformats är det inte fråga om en utvidgad definition av själva verksamhetsutövarbegreppet."

Som en konsekvens av detta synsätt anser Forsbacka följaktligen att Miljödomstolens i Stockholm dom i Studsviks-målet var felaktig.[956] Hon är emellertid medveten om att hennes snäva tolkning av verksamhetsutövarbegreppet gör att svensk rätt strider mot IPPC-direktivet.[957]

I Miljöbalkskommentaren diskuterar Bjällås också denna fråga och uttalar om tidigare KN-praxis:[958]

> "Sammanfattningsvis kan beträffande tidigare praxis i adressatfrågan sägas att Koncessionsnämnden för miljöskydd utgått från vem som har den faktiska och rättsliga möjligheten att vidta en åtgärd med bortseende från civilrättsliga avtal mellan inblandade parter. Utgångspunkten för nämnden har varit att det har gällt att fastställa samhällets krav gentemot den som bedrivit en verksamhet som kunde vara farlig för miljön."

När det gäller koncernförhållandet menar Bjällås att det saknas auktoritativa avgöranden, även om han också pekar på att KN i ett par avgöranden har meddelat tillstånd till moderbolag till verksamhetsutövande dotterbolag just med hänvisning till det bestämmande inflytandet. I dessa fall har dock moderbolaget själva stått som sökande. Slutligen hänvisar han till den nya regleringen i Sevesolagen som han menar får betydelse när det gäller avgränsningen av verksamhetsutövarbegreppet:[959]

> "Bestämmelsen ger uttryck för att den som är överordnat ansvarig för en verksamhet också, vid sidan av den som faktiskt bedriver verksamheten, är att betrakta som verksamhetsutövare och därmed bör kunna ges ett offentligrättsligt ansvar för miljöskyddsåtgärder."

Min egen uppfattning i denna fråga lutar snarast mot den tolkning som Bjällås ger uttryck för. Forsbackas resonemang om att miljömyndigheten – allmänt betraktat – skulle inta en civilrättslig position gentemot en tillståndshavare menar jag saknar stöd såväl i bestämmelsernas allmänna uppbyggnad, som tidigare praxis från Koncessionsnämnden. Tvärtom menar jag att dessa rättskällefaktorer klart talar för att begreppet verksamhetsutövare enligt miljöbalken ska förstås i en självständig,

[956] Avsnitt 2.2.3.2.
[957] SvJT 2000 s. 905, på sid. 926.
[958] MB-kommentaren sid. 9:5f, med hänvisning till KN B 15/95 (Uppsala flygklubb) och B 14/97 (Alsike helsike).
[959] MB-kommentaren sid. 9:6.

förvaltningsrättslig betydelse.[960] Miljöbalkens bestämning av begreppet motsäger inte heller att ansvaret placeras hos den som har bestämmande inflytande över verksamheten. Här vill jag också peka på att uttrycket ”controls” genomgående och felaktigt översätts till ”innehar” vid implementeringen av EG-rätten till svensk lagstiftning. Att ”inneha” en anläggning betyder att någon besitter och nyttjar den. Man kan ”kontrollera” en verksamhet utan att inneha den och man kan besitta anläggningen utan att kontrollera den. Detta bör också inverka på förståelsen av verksamhetsutövarbegreppet på området.

Vidare menar jag att Forsbacka beskriver rättsläget bakvänt när hon påstår att miljöbalken bjuder på en snäv definition av detta begrepp, att denna strider mot EG-reglerna och att Miljödomstolen i Stockholm dömde fel i Studsviks-målet. Om man istället vänder på det hela blir rättsläget lättare att förstå, något som inte minst en fördragsenlig tolkning av EG-rätten bidrar till; tidigare praxis motsäger inte en vid bestämning av verksamhetsbegreppet, EG-regler på området medför att begreppet ska tolkas så att det inbegriper den som har ett bestämmande inflytande över verksamheten i vissa situationer, ett faktum som f.ö. illustrerades av Miljödomstolens dom. Att hänvisa till uttalandena i lagrådsremissen i miljöbalksarbetet är också vanskligt. Som jag har nämnt tidigare, var det ursprungliga förslaget från Miljöbalksutredningen att vidga verksamhetsutövarbegreppet. Att förslaget omformulerades i departementsbehandlingen berodde nog mer på konkurrerande viljor mellan olika departement, än på juridisk klarsyn.[961] Jag håller inte heller med om att det slutliga förslaget i lagrådsremissen så klart är en regel om ansvarsgenombrott, åtminstone inte om man ser till lagtexten. Den som verkligen har utövat ett bestämmande inflytande över en verksamhet på sådant sätt att detta lett till uppkomsten av en förorening är väl ändå att betrakta som en del av verksamhetsutövaren? Slutligen ska dock tilläggas att jag håller med Forsbacka när hon säger att det inte finns stöd för att bestämningen av verksamhetsutövarbegreppet i miljöbalken innebär att moderbolag regelmässigt ska betraktas som verksamhetsutövare när verksamheten bedrivs av ett dotterbolag i en koncern.[962]

---

[960] Här vill jag gärna peka på att det finns flera exempel på hur KN stått relativt fri i sin bedömning av vem som ska betraktas som verksamhetsutövare. Ett sådant exempel är beslutet om Klippan i Böksholm (se avsnitt 1.1.1 och 2.2.2.2); Klippan-bolaget hävdade att det kraven skulle riktas mot dotterbolaget, AB Böksholms Sulfitfabrik. KN godtog inte invändningen utan menade att Klippan var rätt adressat eftersom moderbolaget alltsedan 1947 hade arrenderat av dotterbolaget och drivit verksamheten (KN B 217/96, på sid. 7).

[961] Jag uppfattade departementsbehandlingen som så att uttalandena i förarbetena formulerades av Justitiedepartementet som ett villkor för att över huvud taget acceptera förslaget från Miljödepartementet.

[962] SvJT 2000 s. 905, på sid. 921.

Man kan på detta sätt ha olika uppfattningar om bestämningen av begreppet ”verksamhetsutövare”. Diskussionen illustrerar dock att det finns ett behov av klargörande lagstiftning i denna fråga genom en uttrycklig definition i miljöbalken. Problemet med en sådan är dock att skrivningen ska täcka adressatfrågan i en rad olika situationer där det gäller att ställa krav på försiktighetsmått av såväl preventiv, som reparativ karaktär. Denna bedömning har alltid, med hänsyn till miljölagstiftningens vida tillämpningsområde, varit relativt fri och den har utvecklats främst genom rättspraxis. De försök till uttryckliga definitioner som ändå har gjorts – t.ex. i Sevesolagen – har också resulterat i mycket vaga skrivningar. Det är nog så att varje definition av verksamhetsutövarbegreppet måste bli allmänt hållen. Vissa hållpunkter till stöd för bestämningen om vem som är adressat för lagens krav utifrån olika faktorer i det enskilda fallet bör dock kunna ges. Inte minst med tanke på det faktum att detta begrepp har stor betydelse för enskildas rättsläge talar för en sådan kodifiering.

En förvaltningsrättslig bestämning av verksamhetsutövaren bör utgå från presumtionen att den eller de personer (fysisk eller juridisk) som faktiskt utövar verksamheten också är adressat för kraven. Därutöver bör emellertid ges en möjlighet att anlägga ett vidare betraktelsesätt i de fall som denne eller dessa personer *inte kan anses utöva verksamheten självständigt*.[963] I sådana fall bör det övergripande kriteriet istället vara vem eller vilka som utövar det *väsentliga inflytandet* över verksamheten i sin helhet. När man ska bedöma vem som utövar det väsentliga inflytandet över en sådan osjälvständig verksamhet kan därför följande faktorer beaktas:

- Vem som har rätt att fatta avgörande ekonomiska beslut om verksamheten och dess drift;
- Vem som annars genom sitt personliga inflytande styr verksamheten;
- Hur verksamheterna är lokaliserade, där det avgörande blir vem som har möjligheten att se till att villkor för utsläpp och liknande upprätthålls;
- Ägandet, där i vissa fall man kan tala om ett koncernansvar.

Det bör dock återigen betonas att jag inte förespråkar införandet av ett allmänt koncernansvar. Syftet med bestämmelsen är istället att man i vissa situationer ser igenom olika bolagsbildningar och därigenom placerar ansvaret hos den eller de som i praktiken styr verksamheten. Ett sådant exempel

[963] Även Forsbacka pekar på att detta kan vara fallet när verksamheten i en koncern är så integrerad eller dotterbolagen så osjälvständiga i förhållande till moderbolagen att koncernbolagen fungerar som en enhet (SvJT 2000 s. 905, på sid. 913).

är som sagt när delar av en integrerad verksamhet är satta på olika bolag,[964] eller när ett verksamhetsdrivande dotterbolag framstår som *klart o-självständigt* i förhållande till moderbolaget i koncernen. Utöver detta bör man emellertid också kunna tänka sig ett visst ökat utrymme för koncernansvar i dessa sammanhang. Som Forsbacka påpekar, skulle en ordning som medförde att man placerade det miljörättsliga ansvaret ”högre upp” i koncerner ansluta till ett allt vanligare synsätt bland företagen själva, nämligen att betrakta dessa som en ekonomisk enhet utåt. Detta skulle också miljön tjäna på.[965] En sådan utvidgning av koncernansvaret skulle kunna syfta till *likabehandling*, d.v.s. att det miljörättsliga ansvaret i princip skulle vara detsamma i likartade situationer. Ett sådant synsätt skulle exempelvis kunna innebära att flera bolag i en koncern betraktades som en och samma enhet när de olika verksamheterna ingick som en naturlig och branschtypisk del i koncernen. Såsom verksamhetsutövare skulle då den betraktas som hade ett rättsligt och faktiskt väsentligt inflytande på verksamheten i sin helhet.

Definitionen av verksamhetsutövaren ska emellertid inte bara användas i aktiebolagsrättsliga sammanhang. Det finns som sagt många fler situationer där adressatfrågan är komplicerad. En sådan är när flera kan anses utöva verksamheten parallellt. Här bör man kunna ta fasta på tidigare praxis i Koncessionsnämnden som innebär att i vissa situationer får företagen bära ett *solidariskt ansvar* för att villkoren upprätthålls.[966] Det bör även ges ett ökat utrymme för att betrakta den som är *överordnat ansvarig* för en verksamhet som verksamhetsutövare. En sådan situation kan vara när ett större efterbehandlingsprojekt ska genomföras, vilket kan kräva tillstånd enligt miljöbalken. Som beställare av projektet står ofta en kommun som är organiserad så att det faktiska efterbehandlingsarbetet sker genom upphandlade entreprenörer. Om inte kommunen anses vara verksamhetsutövare i denna situation kan den inte söka tillstånd för åtgärden. Samtidigt har den svårt att handla upp tjänsterna, eftersom de närmare villkoren för dessa ju kommer att anges i tillståndet. Här är tidigare rättspraxis otillfredsställande och det behövs ett vidare synsätt.[967] Slutligen bör det av den förvaltningsrättsliga bestämningen av verksamhetsutövarbegreppet framgå att den även inbegriper den som *avser att driva en verksamhet eller vidta en åtgärd*. Detta har stor betydelse för att de rättsliga plikterna ska kunna presenteras i tid för att bli miljövårdseffektiva.

---

[964] Detta var situationen vid omprövningen av Eka Chemicals anläggning i Bohus (KN 73/98). Produktionsanläggningen som prövades bedrevs av Eka Production, medan tillståndshavaren var det övergripande bolaget Eka Chemicals, ägare till fastigheten.
[965] Detta kallar Forsbacka ett ”enterprise approach” (SvJT 2000 s. 905, på sid. 929ff.).
[966] Se KN 190/92, avsnitt 2.2.3.2.
[967] Se KN B 153/98, avsnitt 2.2.3.2.

9.2.7 Ansvarsgenombrott i miljöbalken

När det gäller den förvaltningsrättsliga miljölagstiftningens förhållande till aktiebolagsrätten ställs olika intressen emot varandra. Å ena sidan är det avgörande för miljölagstiftningens effektivitet att ansvarsflykt motverkas. Å andra sidan representerar ju aktiebolagsrätten ett grundläggande ställningstagande från lagstiftarens sida om att den som medverkar i ett företags finansiering ska kunna begränsa sitt ansvar. Slutsatsen som bör dras av detta är att avsteg från den associationsrättsliga principen om ansvarsfrihet endast bör göras genom en *uttrycklig lagreglering* i miljöbalken där de närmare förutsättningarna anges.

En sådan regel i miljölagstiftningen syftar till att göra det möjligt att lägga ansvaret på någon bakomliggande aktör, även i de fall som han inte kan betraktas som verksamhetsutövare. Det är fråga om en undantagsregel som kan tillämpas endast i fall då någon vidtar vissa dispositioner som gynnar enskilda intressen framför det allmänna intresset av en god miljö på ett oacceptabelt sätt. Exempel på detta kan vara när ett företag ”töms” på tillgångar, samtidigt som miljöskulderna lämnas kvar. En regel om ansvarsgenombrott syftar till att fånga in vissa *beteenden av en snäv krets av personer* som resulterar i att möjligheten att utkräva *ansvar för miljöskulder försvåras eller omintetgörs*. Följande förutsättningar bör föreligga:

- Dispositioner som vidtas ska komma från personer med ett bestämmande inflytande över företaget;
- Dispositionerna medför att företagets förmåga att stå för sitt miljöansvar minskar avsevärt. Det kan vara fråga om att bolaget töms på medel eller att det organiseras på ett sätt som medför denna effekt.

Dessa är de förutsättningar som enligt min mening bör vara avgörande för regelns tillämplighet; den snäva personkretsen som vidtar dispositioner som resulterar i att den ekonomiska basen för företagets förmåga att bära sitt miljöansvar minskar. I denna del bör bedömningen vara ”generös mot miljön” och vara inriktad på det faktiska resultatet av de gjorda dispositionerna. Det kan knappast bli fråga om att bedöma de bakomliggande aktörernas subjektiva avsikter. Ett sådant synsätt överensstämmer också med min uppfattning om att en viktig funktion av PPP är internaliseringen av miljökostnaderna i verksamheten; företagen ska stå för sina miljöskulder, alldeles oavsett den riskbedömning som gjordes när verksamheten påbörjades. Slutligen bör nämnas att effekten av regeln är att den bakomliggande aktören jämställs med den efterbehandlingsansvarige i dennes skyldighet att vidta eller bekosta nödvändiga åtgärder. Den förres ansvar kan emellertid inte överstiga värdet av de tillgångar som undandragits från den ansvarige genom det otillbörliga agerandet. För att undvika orimliga konsekvenser bör

en regel om ansvarsgenombrott innehålla en ”ventil” i form av en skälighetsbedömning.

Miljöbalken innehåller för närvarande inte någon regel om ansvarsgenombrott. Om det förslag som Aktiebolagskommittén har lagt blir förverkligat, kommer dock en särskild sådan att gälla för efterbehandlingsansvaret enligt 10 kapitlet miljöbalken.[968] Den föreslagna regeln har en tydlig prägel av undantagsbestämmelse och är väl lämpat för att möta de kriterier som jag angivit ovan. Skrivningen träffar en krets av bestämmande personer som genom olika dispositioner i avsevärd grad medverkar till att verksamhetsutövaren inte kan uppfylla sina miljörättsliga förpliktelser. Den skrivning som fanns i lagrådsremissen var snävare och avsåg något helt annat, nämligen att det bestämmande inflytandet hade använts för att styra verksamheten så att föroreningen hade uppstått. Som jag har nämnt ovan, är en sådan aktör snarast att betrakta som en del av verksamhetsutövaren. I denna del är alltså Aktiebolagskommitténs förslag bättre eftersom det ser till huvudsaken, nämligen dispositioner som syftar till att dränera företaget. En brist i förslaget är emellertid att placeringen i 10 kap. medför att det endast gäller för förorenade områden. En regel om ansvarsgenombrott i miljöbalken bör vara allmängiltig eftersom miljöskulder kan uppträda på många andra sätt. Så omfattas ju t.ex. inte kvarlämnat avfall – som ju kan vara mycket kostbart att bortskaffa – av den föreslagna regeln.

Slutligen några ord om ansvarsgenombrott och det förvaltningsrättsliga förfarandet. Traditionella genombrottsregler inom skadeståndsrätten – uttryckliga eller ej – innehåller ofta någon bedömning av den bakomliggande aktörens avsikter, att dessa varit ”otillbörliga” eller liknande. Detta är också fallet med regeln om ansvarsgenombrott i den tyska jordskyddslagen, eftersom den ansluter till skadeståndsrättslig praxis.[969] Av denna orsak kritiserades regeln redan i lagstiftningsärendet då det är svårt redan för en enskild skadelidande att inom ramen för ett civilprocessuellt förfarande att visa på sådana subjektiva faktorer. För en miljömyndighet att visa detta i ett förvaltningsförfarande, kan bli rent omöjligt. Att tysk rättspraxis är oklar och svår att överföra till miljöområdet, underlättar inte myndigheternas arbete enligt dessa kritiker. Nu är den svenska regeln om ansvarsgenombrott inte formulerad på detta sätt och, som jag nämnde ovan, det är inte fråga om att bedöma några subjektiva faktorer. Man måste ändå utgå från att det är myndigheten som i enlighet med allmänna förvaltningsrättsliga principer har bevisbördan för att regeln är tillämplig i en viss situation. Detta kan betyda att en omfattande utredning måste vidtas som pågår under en längre tid, att flera parter är inblandade o.s.v. Som jag nämnde i föregående kapitel, är

[968] Avsnitt 2.2.3.3.
[969] Se avsnitt 9.2.4, även Martens i EL 1998 s. 176, på sid. 177.

detta i och för sig inte något som diskvalificerar ett förvaltningsrättsligt förfarande.[970] Det kan emellertid vara så att även i dessa situationer kan det vara lämpligt att myndigheten ges en möjlighet att kalla till en ”samordnad ansvarsprövning”, d.v.s. ett förvaltningsförfarande som är bättre lämpat för svåra ansvarsbedömningar med flera parter inblandade.

[970] Avsnitt 8.3.5.

9.3 Flera förorenare

9.3.1 Inledning

I avsnittet ovan diskuterades bl.a. frågan om vem som är verksamhetsutövare när flera aktörer är inblandade i en aktivitet och de föroreningar som denna har orsakat. En typisk sådan situation är verksamheten vid en bensinstation; är det oljebolaget, hyresgästen (den som driver stationsverksamheten) eller är det fastighetsägaren som är adressat för lagens krav? En annan situation är när flera verksamhetsutövare faktiskt har – eller kan ha – bidragit till att förorena ett område. Här är det istället fråga om flera förorenare och fördelningen av ansvaret dem emellan. Många gånger påminner dessa två situationer om varandra, men jag har ändå valt att behandla dem var för sig eftersom den principiella frågeställningarna skiljer sig något. Gemensamt för de situationer som diskuteras i detta avsnitt är som sagt att det finns flera ”ansvariga”, oavsett om de har bidragit med samma slags substans i tiden efter varandra (”föroreningskedja”), eller om de har bidragit med olika substanser som samverkat negativt (”kumulativ förorening”).

9.3.2 En civilrättslig ordning

I de länder som har en skadeståndsrättslig syn på detta område är miljömyndigheten hänvisad till att söka kostnadstäckning av de ansvariga med stöd av de fördelningsregler som utvecklats på det rättsområdet. Ett sådant exempel är Nederländerna, där den förvaltningsrättsliga regleringen i 1994 års Wet Bodembescherming (Wbb) är tyst när det gäller denna fråga, frånsett en skrivning om att myndigheten kan ställa kraven mot den som använder – eller har använt – den förorenade fastigheten i näringsverksamhet.[971] I övrigt får alltså de nederländska miljömyndigheterna förlita sig på den reglering som erbjuds i den allmänna civillagen, 1992 års Burgerlijk Wetboek (BW). De bestämmelser som finns där om fördelning av ansvaret mellan flera förorenare är vanliga inslag i en modern, europeisk skadeståndsregim.

BW har två bestämmelser som rör skadeståndsansvaret när det är flera skadevållare. Art. 6:99 handlar om alternativa skadevållare och art. 6:102 om solidariskt ansvar. Skolboksexemplet när det gäller alternativa skadeorsaker är två skyttar som skjuter åt samma håll. I skottens riktning står en person som blir vådaskjuten till döds, men det är oklart av vilken kula. Utgångspunkten för att tillämpa denna regel är alltså att man vet *att någon* av flera möjliga skadevållare har orsakat *hela skadan*. Betydelsen av art. 6:99 BW är att var och en får svara för hela ersättningen, om han inte kan visa att han är utan skuld. Detta skiljer sig i teorin från situationen som täcks av det solida-

[971] Sec. 43(2) Wbb.

riska ansvaret i art. 6:102 BW. Här är det klart att det är flera som tillsammans har orsakat samma skada. Det oklara ligger i att man inte kan särskilja varje del för sig. Även i dessa fall är ansvaret enligt BW solidariskt mellan skadevållarna, med den skillnaden att här finns ingen möjlighet att exculpera sig.[972]

Som redan nämnts i kapitel 3 är den nederländska rättspraxisen jämförelsevis riklig på detta område. I denna har Hoge Raad slagit fast en grundprincip om ”proportionering”, d.v.s. att skadan ska fördelas mellan flera ansvariga om så är möjligt. När detta inte är fallet har Hoge Raad vidgat tillämpningen av reglerna för att lätta på skadelidandens börda. I den rättsvetenskapliga diskussionen om miljöansvar är det främst två avgöranden av Hoge Raad som stått i focus; det s.k. DES-fallet[973] och avgörandet i Moerman-Bakker.[974]

Det första av dessa vägledande rättsfall handlar inte om miljöansvar utan om lagstiftningen om produktansvar, närmare bestämt om ansvar för fosterskador som drabbat barn till mödrar som ätit medicinen DES. Här godtog Hoge Raad att skadelidanden stämde ett mindre antal av flera möjliga företag som hade tillverkat denna medicin, trots att det var oklart om just dessa märken hade orsakat den aktuella skadan. Hoge Raad avvisade också företagens invändning om att art. 6:99 BW endast skulle vara tillämplig i de fall som kretsen av skadevållare klart kunde avgränsas. Domstolen uttalade att det räckte med att stämma in ett av de företag som *kunde* vara ansvarig för skadan i det enskilda fallet. Däremot godtogs inte att ersättningen till de skadelidande skulle kunna fördelas utifrån respektive företags marknadsandel, s.k. ”market share liability”. Domstolen ansåg istället att om denna modell över huvud taget skulle tillämpas, fick detta ske vid fördelningen av ansvaret mellan företagen sinsemellan.

Avgörandet i Moerman-Bakker kom efter DES-fallet och handlar mer direkt om miljöansvar. Här var det fråga om två grannar som gemensamt nyttjade ett dike, som sedermera visade sig vara allvarligt förorenat av olja. Miljömyndigheten ålade den ene av grannarna, Moerman, att sanera diket. Moerman regressade därefter mot Bakker, på vars fastighet en bilverkstad en längre tid hade bedrivits. Bakker erkände att föroreningarna i diket i och för sig härstammade från hans fastighet, men endast till en viss del. Han menade att andra hade bidragit till skadorna och att han därför endast kunde åläggas

[972] Artiklarna lyder i sin engelska översättningen: ”Where the damage may have resulted from two or more events for each of which a different person is liable, and where it has been determined that the damage has arisen from at least one of these events, the obligation to repair the damage rests upon each of these persons, unless he proves that the damage is not the result of the event for which he himself is liable.” (art. 6:99 BW) och ”Two or more persons who are each obliged to repair the same damage, are solidarily liable.” (art. 6:102 BW).
[973] HR 9/10-92, TMA 1993 sid. 24.
[974] HR 17/1-97, TMA 1997 sid. 55.

att stå för en del av efterbehandlingskostnaderna. Hoge Raad gillade emellertid Moermans talan med hänvisning till art. 6:99 BW. Domstolen menade att det faktum att oljeutsläppen från Bakkers fastighet var tillräckligt omfattande för att orsaka allvarlig förorening av diket, var avgörande för att han skulle få stå för hela ansvaret.

Om detta rättsfall fullt ut kan jämföras med DES-målet, har emellertid varit föremål för diskussion i den nederländska doktrinen.[975] I väntan på att denna fråga ytterligare ska belysas av Hoge Raad, får vi påminna oss om att i rättsfallet Benckiser, fick det avfallsproducerande företaget, dess VD samt transportföretaget dela på ansvaret.[976]

9.3.3 En förvaltningsrättslig fördelningsmodell

I de europeiska lagstiftningsregimer om förorenade områden där ansvaret är förvaltningsrättsligt grundat erbjuds normalt en egen modell för miljömyndigheten att fördela plikterna mellan flera förorenare. En sådan fördelningsmodell kan skilja ganska radikalt från den som gäller enligt skadeståndsrätten. De senare reglerna kan emellertid aktualiseras vid en eventuell regresstalan från lagens adressat gentemot övriga förorenare. Som har framgått av kaiptel 4, är den engelska lagstiftningen i Environmental Protection Act (EPA) Part IIA ett bra exempel på en sådan, förvaltningsrättlig ordning för fördelningen av ansvaret.[977]

Fördelning mellan flera förorenare (”klass A-personer”) enligt den engelska lagstiftningen kan sägas bygga på tre grundtankar. För det första ska bedömningen av efterbehandlingsansvaret göras substans för substans. För det andra ska ansvaret mellan flera personer inom klassen fördelas dem emellan enligt en komplicerad modell, men först efter att vissa deltagare har uteslutits. För det tredje ska samhället bära den del som inte kan täckas av någon ansvarig. Varje förorenare ska dessutom endast bära sin egen del, om inte deras respektive bidrag har samverkat så att området klassas som allvarligt förorenat.

Innan ansvaret kan fördelas bland förorenarna ska som sagt vissa av dessa uteslutas. Detta är ett slags styrning (eller ”placering”) av ansvaret som motiveras med att man strävar efter att kraven främst ska ställas på den som har den största delen i föroreningen, eller är senast i en kedja av händelser som

---

[975] Se Dunnés kommentar i TMA 1997 sid. 49, jfr. med de invändningar som presenteras av flera författare i TMA 1998 sid. 23 och 30.

[976] Avsnitt 3.2.3. I underrättsavgörandet Van Boekel Beheer (Rb Den Bosch 10/3-95, TMA 1995 sid. 93) fördelades ansvaret på tre efterföljande bolag som hade bidragit till en förorening. Domstolen ansåg att det var en tillräcklig förutsättning för delansvar att vart och ett av företagen hade bidragit till föroreningen i ”relevant grad” (Klik, som skrivit TMA-kommentaren, använder uttrycket ”relevant degree”).

[977] Avsnitt 4.3.3.3.

klassificerar området som förorenat. Som redan nämnts, är det också en uttalad avsikt i den engelska lagstiftningen att respektera civilrättsliga avtal olika förorenare emellan, så länge som det inte går ut över tredje part (t.ex. skattebetalarna).

Om det efter ansvarsstyrningen ändå kvarstår flera klass A-personer, ska ansvaret fördelas – *proportioneras* – mellan dem som återstår. Detta ska även ske om det är fråga om flera substanser som ska efterbehandlas i ett sammanhang. Denna fördelning ska göras efter graden av inblandning, kunskap och möjlighet att förutse skadan samt befogenhet och möjlighet att agera. Om det inte går att ta ledning av sådana faktorer får man i första hand gå efter mängden av förorenande substanser, i andra hand den tid som var och en bedrivit verksamhet i området. Kan ändå inte ansvaret fördelas med hjälp av dessa faktorer, ska det slutligen delas lika.

9.3.4 Lån från skadeståndsrätten

I de förvaltningsrättsligt grundade lagstiftningsregimerna om förorenade områden finns också flera exempel på hur man har tagit intryck av skadeståndsrättsliga reglerna för fördelning av ansvaret mellan flera. Jag har redan nämnt och diskuterat den svenska regeln om solidariskt ansvar i 10 kap. 6 § MB. Ett så pass renodlat lån från skadeståndsrätten är emellertid ovanligt. Vanligare är någon form av ”lindrat” gemensamhetsansvar, vilket kan illustreras med följande exempel.

Som redan har nämnts i kapitel 6, är EU:s Vitbok om miljöansvar i stort sett tyst i denna fråga.[978] Detta kan jämföras med de betydligt djärvare skrivningarna i de förslag som så sent som 1998 föregick den slutliga versionen. När det gällde fördelningen av ansvaret mellan flera utgick man från ett slags ”mildrat” solidariskt ansvar. Innebörden var att var och en av flera skadevållare skulle stå för hela skadan, om han inte kunde visa att han endast bidragit med en del. Om skadan var odelbar skulle den fördelas efter objektiva kriterier utifrån de förorenande substansernas kvantiteter och farlighet samt deras effekter på den omgivande miljön och liknande.[979]

Också den danske lagstiftaren har backat något från ett förslag om solidariskt ansvar för förorenade områden.[980] Grundregeln i jordforureningsloven[981] är nu istället att var och en förorenare ska stå för sin egen del enligt ett fördelningsbeslut från miljömyndigheten. Om förorenarna emellertid inte kan samverka med miljövårdsåtgärderna, kan dock myndigheten ställa de sammanlagda kraven på en av förorenarna, som därmed får stå för de andras

[978] Avsnitt 6.3.5.
[979] Se exempelvis Draft white paper on environmental liability 1998-04-22.
[980] Se avsnitt 5.3.4.1.
[981] 43 § JFL.

delar. Därvid ska myndigheten i första hand vända sig emot den som stått för den största andelen föroreningar. I andra hand ska man vända sig emot den som senast hade rådighet över det område som ska åtgärdas.

Enligt den tyska BbodSchG är förorenaren och hans ”universal successor” adressat för miljövårdskraven.[982] Innebörden är att miljömyndigheten även kan rikta kraven emot förorenarens arvtagare, t.o.m. i de fall som verksamheten har avslutats innan successionen.[983] Som också redan nämnts, finns dessutom en kompletterande regel om ansvarsgenombrott för juridiska personer. Samtliga dessa adressater är likställda, vilket medför ett slags gemensamhetsansvar genom att var och en kan få stå för de andras försyndelser.

9.3.5 Diskussion om fördelningsmodellen

9.3.5.1 Allmänna utgångspunkter

När det gäller fördelningen av de miljörättsliga plikterna mellan flera som orsakat förorening av ett område vill jag inledningsvis framhålla några utgångspunkter som jag menar bör vara vägledande för en rättslig lösning. Dessa är valda utifrån två kriterier som ansluter till det syfte som jag angav redan avhandlingens inledningskapitel;[984] dels ska regleringen vara effektiv i förhållande till miljömålet och enkel att tillämpa för miljömyndigheterna, dels ska de uppfattas som rättfärdiga av inblandade aktörer och även i samhället i stort.

- Det är i första hand var och en förorenare som ska stå för undersökningen och efterbehandlingen av det förorenade området i förhållande till det bidrag han stått för. Deras respektive ansvar ska avgöras utifrån den miljöfara som var och ens bidrag representerar. Härvid kan en förenklad beräkningsmodell användas.
- Kretsen av adressater bör bestämmas utifrån föremålet för miljövårdsåtgärderna, d.v.s. det förorenade område som ska undersökas och efterbehandlas. Det är alltså, som framhållits i andra sammanhang, den geografiska avgränsningen av det område som av miljövårdseffektiva skäl bör åtgärdas i ett sammanhang som ska vara styrande.
- Ett system för fördelning av plikterna bör vara enkelt för miljömyndigheterna att tillämpa. Det är knappast görligt för dessa myndigheter att gå in i avancerade ansvarsbedömningar mellan olika adressater som står i olika civilrättsliga förhållanden till varandra. Fördelningssystemet bör därför innehålla vissa ”förenklingsregler” som dock måste vara tydliga,

[982] Sec. 4(3) och 24(1) BbodSchG.
[983] Se avsnittet om Tyskland (Pape & Schillhorn) i Legal aspects of soil pollution, sid. 162.
[984] Avsnitt 1.4.2.

förenliga med det förvaltningsrättsliga genomförandet och samtidigt tillgodose rimliga krav på rättssäkerhet för den enskilde adressaten.
- Det ska inte vara möjligt att ”köpa sig fri” från det miljörättsliga ansvaret. Den förvaltningsrättsliga plikten ska alltså gälla alldeles oavsett civilrättsliga dispositioner. Fördelningssystemet bör dock i viss utsträckning ansluta till vad som uppfattas som normalt på marknaden för förorenande verksamheter. En sådan uppfattning är att den som övertar en sådan verksamhet därmed övertar samtliga rättigheter och skyldigheter. Detta är också den grundsyn som präglar de flesta europeiska IPC-regimer idag. En sådan placering av ansvaret hos senaste verksamhetsutövaren bör dock inte tillämpas slaviskt utan tillåta avsteg när konsekvenserna annars skulle bli orimliga.

9.3.5.2 Kritik av regeln om solidariskt ansvar

Jag menar att dessa utgångspunkter talar för att en förvaltningsrättslig fördelningsmodell bör väljas, främst med hänsyn till effektiviteten i miljövårdsarbetet. De skadeståndsrättsliga fördelningsreglerna fungerar dessutom inte särskilt bra i dessa sammanhang, bl.a. med hänsyn till föremålet för regleringen. Så kan ju dess avgränsning av vad som är ”samma skada” vara något helt annat än det område som är föremål för myndighetens omsorger. Ett sådant kan ju vara förorenat av flera substanser från olika, identifierbara källor. Den förvaltningsrättsliga fördelningsmodellen bör dock kunna hämta viss inspiration från de skadeståndsrättsliga reglerna om gemensamhetsansvar. Som framgått ovan, bör detta ske genom uttryckliga regler som är formulerade i objektiva termer för att fungera i ett förvaltningsrättsligt sammanhang.[985] Däremot ställer jag mig skeptisk till en allmängiltig regel om solidariskt ansvar av två skäl som jag redogör för nedan. Den ena är att ett sådant ansvar kommer i *konflikt med en förvaltningsrättslig modell* för genomförandet av kraven. Den andra har att göra med att det solidariska ansvaret kan leda till *orimliga konsekvenser* när det gäller fördelningen av ansvaret för förorenade områden.

Utgångspunkten för en skadeståndsrättslig regel om solidariskt ansvar är att flera förorenare har orsakat en och samma skada, för vilken var och en är skyldig att betala skadestånd.[986] Det är fråga om en förenklingsregel för den skadelidande eftersom han kan utkräva hela skadeståndsbeloppet från vem som helst av dessa skadevållare, varefter den betalande får söka de andra åter enligt särskilda regler om regress. Skadeståndsansvaret gäller fram till dess att anspråken preskriberas. Det kan komma att jämkas beroende på förhållanden på olika förhållanden på skadevållarens eller skadelidandes sida, men

[985] Se avsnitt 8.3.4.
[986] För svensk miljöskadeståndsrätt, se Eriksson sid. 98.

detta är undantag. Huvudregeln är som sagt att var och en skadevållare är skyldig att betala full kompensation för den skada som han orsakat tillsammans med övriga.

Utgångspunkten för den offentligrättsliga regleringen är som sagt helt annorlunda. Här är syftet att skydda det allmänna intresset av en god miljö och är utformad efter det särskilda förhållande som råder mellan myndigheter och enskilda. Detta har präglat regleringen såväl när det gäller det materiella innehållet, som ordningen för genomförandet. De europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden syftar vanligen till att förorenaren ska svara för den undersökning och den efterbehandling som anses skälig i det enskilda fallet. Skälighetsavvägning har oftast två sidor; en allmän och en individuell. Den förra avser vilka slags åtgärder som är miljömässigt motiverade.[987] Den individuella sidan avser istället vad som kan anses vara skäligt att kräva av just denne adressat. Som framgår nedan, kommer detta till uttryck genom olika skrivningar om ”hardship”, ”proportionalitet” eller ”skälighet” och liknande.[988] Skälighetsavvägningen syftar till att göra en samlad bedömning av ansvarets omfattning i det enskilda fallet. Utfallet kan bli att en adressat får stå för hela den miljömässigt motiverade efterbehandlingskostnaden i ett område, bara en del eller att han går fri. Denna typ av plikt som ska fastställas efter en skälighetsbedömning i det enskilda fallet och i ett förvaltningsrättsligt förfarande, fungerar alls inte bra tillsammans med en allmängiltig regel om solidariskt ansvar.

Det totala ansvaret för ett förorenat område – d.v.s. de miljövårdsåtgärder som bedöms skäliga just i detta område och just för dessa förorenare tillsammans – måste bedömas utifrån en mängd faktorer som har med samtliga förorenare och verksamheter att göra. Beslutsunderlaget blir omfattande oavsett hur många adressaterna blir i slutändan. Så fort som flera adressater är inblandade, måste också samtliga beredas möjlighet att göra sin stämma hörd i förvaltningsprocessen. Detta gäller ju i synnerhet i de situationer när omfattningen av den enes ansvar inte kan fastställas utan att samtidigt klargöra de andras andelar. Lite hårddraget kan man säga att i ett förvaltningsrättsligt system fungerar en regel om solidariskt ansvar ”förenklande” endast när det är fråga om *en* adressat för kraven, vilket ju är en paradox. När det finns flera förorenare blir förenklingen mindre, eftersom myndighetens krav gentemot en adressat inte kan fastställas utan att blanda in de övriga i beredningen av beslutet.

Till detta kommer att en allmängiltig regel om solidariskt ansvar för efterbehandling av förorenade områden kan ge orimliga konsekvenserna för den enskilde på flera sätt. Redan det faktum att en förorenare får stå för an-

[987] Avsnitt 7.4.2.
[988] Avsnitt 9.4.4.

dras delar när det klart går att särskilja vars och ens bidrag kan på goda grunder ifrågasättas. Miljövårdsåtgärderna avser emellanåt föroreningarna i ett område där det kan vara möjligt att spåra de olika föroreningarna till skilda adressater (tungmetaller för sig, kolväten för sig o.s.v.). Även av denna orsak kan man förvänta sig betydligt flera situationer där varje adressat för sig endast har ett delansvar (kvotdel av den miljömässigt motiverade kostnaden för efterbehandling), jämfört med situationen då var och en som utgångspunkt har fullt ansvar för en skada som är odelbar. Till detta kommer dessutom att den förorenare som överlåtit verksamheten till en annan kan få stå för inte bara sina egna försyndelser, utan även *för de efterkommande* som sker genom köparens försorg. Denna senare effekt uppstår bl.a. genom den svenska regeln om solidariskt ansvar i 10 kap. MB. En sådan regel är svår att försvara.

9.3.6 En miljörättslig fördelningsmodell

9.3.6.1 Styrning och fördelning

Som nämndes i föregående avsnitt bör en av utgångspunkterna för en fördelningsmodell i dessa sammanhang vara att var och en förorenare ska stå för sin egen del. Miljömyndigheten bör alltså *proportionera* – fördela – kraven efter vars och ens bidrag till föroreningarna, åtminstone där detta är möjligt. Om andelarna inte kan fastställas – vilket ofta kommer att inträffa – bör miljövårdsmyndigheten kunna fastställa kvotdelar utifrån mängden av utsläppta eller använda substanser, mängden avfall från verksamheten, substansernas farlighet för människa och miljö, den tidsrymd som verksamhetsutövaren bedrivit den förorenade verksamheten och liknande faktorer. Finns det föroreningar som inte kan hänföras till någon förorenare bör efterbehandlingskostnaden för dessa falla på samhället. Detta bör gälla rent allmänt, oavsett om bristen beror på att det inte går att med rimlig klarhet fastställa varifrån föroreningarna härrör (vilket inträffar), eller om verksamhetsutövaren inte längre är tillgänglig för kraven.

Jag förespråkar emellertid inte ett system som bygger på renodlad proportionalisering, utan menar att det måste kompletteras med förenklingsregler eller prioriteringsregler.[989] Sådana kan motiveras såväl utifrån verksamhetsutövarnas perspektiv, som att de underlättar miljömyndighetens arbete. En grundläggande förenklingsregel är att ansvaret i första hand bör *placeras (styrs)* hos den nuvarande eller den senaste verksamhetsutövaren. Sådan styrning bör alltså gälla som huvudregel när det är fråga om en och samma verksamhet, oavsett om den är pågående, eller avslutad. Att ha olika

[989] Bugge kallar detta för ”prioritetsrekkefølge” och menar att detta ligger implicit i forurensningslovens ansvarssystem, se Forurensningsansvaret sid. 570.

fördelningsmodeller för pågående respektive avslutad verksamhet skulle bara inbjuda till besvärliga ”tröskeleffekter”. En förutsättning för denna ansvarstyrning menar jag dock bör vara att föroreningarna har haft samband med den pågående aktiviteten, eller påverkar föroreningarna i området. Kan föroreningarna däremot klart avskiljas från verksamheten bör kraven riktas mot den som orsakade dessa. Så kan vara fallet när de kan hänföras till ett annat område eller en helt annan aktivitet än den senast bedrivna eller pågående. I uttrycket ”prioriteringsregler” ligger att miljömyndigheten i vissa situationer bör kunna frångå denna. En sådan situation kan vara att verksamheten har överlåtits till någon som uppenbarligen inte kan göra rätt för sig och sina föregångares miljöskulder. Det kan emellertid också vara situationer när det framstår som oskäligt att verksamhetsutövaren får stå för någon annans, äldre försyndelser.

Den fördelningsmodell som jag förespråkar bygger följaktligen på såväl styrning av ansvaret som proportionalisering. Denna ordning påminner om den engelska enligt EPA Part IIA, men utgår i större utsträckning från att ansvarsbedömningen bör göras gemensamt för hela det område som ska efterbehandlas i ett sammanhang. Om området är påverkat av flera verksamheter och substanser ska plikterna fördelas (proportionaliseras) mellan verksamheterna, men i normalfallet styras (kanaliseras) till respektive senaste eller nuvarande verksamhetsutövare. När det blir fråga om att fördela plikterna över flera adressater bör det ske med utgångspunkt från de faktorer som angavs ovan, tillsammans med en bedömning av skälighet med avseende på individuella faktorer och liknande omständigheter (se nedan). Om någon fördelning ändå inte kan göras utifrån dessa faktorer, ska proportioneringen ske efter huvudtal. Detta system kan kompletteras med en regel om solidariskt ansvar för vissa situationer. Här tänker jag på att flera har belastat ett område med föroreningar och att var och ens andel i sig motiverar att området blir efterbehandlat i sin helhet. I dessa fall är jämförelsen med det skadeståndsrättsliga synsättet på ”samma skada” giltig, och det finns knappast något skäl emot en regel som innebär att miljömyndigheten kan vända sig mot en av förorenarna som får stå för det ansvar som sammantaget anses vara skäligt. Detsamma bör även gälla för den som förorenar ett område så att motsvarande behov uppstår p.g.a. negativ samverkan med de föroreningar som redan fanns på plats. Detta kan uppstå genom att den samlade mängden av föroreningar i området blir alltför hög eller att substanserna blir farligare p.g.a. synergistiska effekter. Gemensamhetsansvaret bör dock i dessa fall endast gälla för den senaste verksamhetsutövaren. Som en motvikt till detta synsätt bör gälla att den som endast bidragit med föroreningar i obetydlig omfattning kan gå helt fri, alternativt köpa sig loss från de förvaltningsrättsliga plikterna genom ett mindre bidrag till undersökningarna i området eller liknande.

Det förvaltningsrättsliga ansvaret bör gälla för sig och inte vara möjligt att påverka genom civilrättsliga avtal. Eventuella överenskommelser mellan förorenaren och andra bör endast gälla dessa parter emellan, inte gentemot miljömyndigheten. Detta tycker jag är en självklarhet i sammanhanget eftersom en annan ordning blir komplicerad att upprätthålla i tiden och lämnar öppet för ansvarsflykt. Det är inte heller mer än rimligt att de parter som ingått avtalet också får stå konsekvenserna av det.

9.3.6.2 Adressaternas uppgörelse sinsemellan

Slutligen bör nämnas att den fördelningsmodell som jag förespråkar förutsätter att den adressat som fått stå för andras andelar kan söka kostnaden åter av de övriga. I de lagstiftningsregimer som innehåller någon form av gemensamhetsansvar sker detta normalt genom särskilda regressregler som ansluter mer eller mindre direkt till de skadeståndsrättsliga grunderna för fördelning mellan flera skadevållare.[990] Detta är nog en lämplig ordning, inte minst med tanke på att en sådan prövning sker i civilprocessuell ordning i domstol. I viss mån bör det emellertid också vara möjligt att materiellt sett ansluta dessa skadeståndsrättsliga regler till den förvaltningsrättsliga bestämmelserna. Ett exempel på detta kan vara att ansvaret styrs mot den senaste eller nuvarande verksamhetsutövaren, vilket f.ö. torde överensstämma med vad som normalt anses gälla vid transaktioner av företag. Ett annat vore att de förvaltningsrättsliga adressaterna i vissa fall kunde vända sig mot andra som är parallella adressater enligt denna lagstiftning när det gäller miljörättsliga plikter i förorenade områden. Detta skulle göra det möjligt för den förstnämnde att ta ut en del av kostnaden för undersökning och efterbehandling av den som hade vinst och nytta av dessa åtgärder, typiskt sett markägaren. Till denna fråga återkommer jag i nästa kapitel i diskussionen om ”värdeökningsbidrag”.[991] En sista fråga som hör hit är att förfarandet vid ansvarsprövningar kan anpassas för att underlätta för adressaterna att göra upp sinsemellan.[992]

[990] 10 kap. 6 § 2 st. MB, 43 § 4 st. JFL, sec. 24(2) BbodSchG.
[991] Avsnitt 10.5.
[992] Se avsnitt 8.3.5.

9.4 Ansvarsgrunden

9.4.1 Inledning

Som redan nämnts flera gånger i studien, har den allmänna diskussionen om skillnaden mellan ett skadeståndsrättsligt och ett förvaltningsrättsligt betraktelsesätt kommit att kretsa kring frågan om den *rättsliga grunden* för ansvaret för miljön. Vissa länder har anslutit till de förra reglerna på så vis att skadeståndsrättslig culpa anges som en förutsättning för ansvar. Typiska exempel på detta är Nederländerna, Belgien och Frankrike när det gäller ansvaret för historiska skador. I andra länder menar man istället att de skyldigheter som framgår av den förvaltningsrättsliga regleringen ska bedömas för sig, utan att snegla på skadeståndsrättsliga faktorer. Ansvaret – eller den rättsliga plikten – avgörs i dessa system enbart utifrån de förutsättningar som anges i den lag som reglerar miljöproblemet med de förorenade områdena. Förutsättningar är ofta av objektiv karaktär och utlöses av att föroreningarna är över en viss nivå eller på annat sätt är allvarliga. Detta är den principiella utgångspunkten för såväl den tyska, som den engelska regleringen. Även det svenska systemet utgår från ett förvaltningsrättsligt synsätt, men här närmar vi oss de civilrättsligt orienterade systemen genom att lägga in skadeståndsrättsliga faktorer i den skälighetsbedömning som alltid ska göras i sammanhanget. Detta avsnitt inleds med en redogörelse för huvuddragen i de olika betraktelsesätten på ansvarsgrunden och avslutas i vanlig ordning med en fri diskussion.

9.4.2 Skadeståndsrättsligt ansvar

Som nämnts i kapitel 3, valde den nederländska lagstiftaren att ansluta ansvarsreglerna i 1983 års nederländska lag om marksanering till de skadeståndsrättsliga grunderna i Burgerlijk Wetboek (BW).[993] Detta innebar i praktiken att culpa i skadeståndsrättslig betydelse blev en förutsättning för att staten skulle kunna få kostnadstäckning för efterbehandling av förorenade områden, åtminstone om det inte var fråga om förorening av statens egendom (t.ex. vattenvägar). Till detta kom ytterligare ett av Hoge Raad fastslaget krav på förutsebarhet (”relativitet”). Detta innebar att ansvaret visserligen gällde för föroreningar som skett före lagstiftningens tillkomst, men inte längre tillbaka än till 1975. Senare förändringar i BW och tillkomsten av 1993 års miljöförvaltningslag samt 1994 års lag om markskydd (Wet Bodembescherming, Wbb) har medfört att man i dagsläget kan tala om en tredelad ansvarsregim för kostnadstäckning (observera dock att den civilrättsliga regeln om 30-årspreskription gäller allmänt):

[993] Avsnitt 3.2.2.

- För föroreningar som skett före 1975 gäller ett ansvar för beteenden som är grovt oaktsamma med tanke på dåtidens branschpraxis och kunskap om riskerna med utsläpp av kemikalier.
- Mellan 1975 och 1995 gäller ett vanligt culpaansvar för förorening av mark och vatten. Bedömningen av detta ansvar har i domstolarna visat sig kunna vara mycket sträng mot de som utövar verksamheter som typiskt sett är miljöfarliga.[994]
- Alltsedan 1995 gäller ett strikt ansvar för förorening av mark och vatten för var och en som hanterar farliga substanser eller driver avfallsdeponier.

Dessa skadeståndsregler får betydelse när den nederländska miljömyndigheten söker kostnadstäckning för utförda miljövårdsåtgärder i ett förorenat område, eller annars när man söker förorenaren på skadeståndsrättslig grund. Som framgått i kapitel 3, bjuder emellertid 1994 års Wbb också på en egen förvaltningsrättslig grund för efterbehandlingsskyldigheten för vissa adressater och en särskild ordning för genomförande av kraven (förelägganden med vite). Det är en öppen fråga om detta system kan leva ett ”eget liv” utan att påverkas av de skadeståndsrättsliga förutsättningar för ansvar, något som jag har påpekat i tidigare avsnitt.[995]

9.4.3 Förvaltningsrättsligt ansvar

I kapitel 3 beskrevs att den engelska lagstiftningen om förorenade områden i EPA Part IIA bjuder på ett renodlat förvaltningsrättsligt system, såväl när det gäller ansvarsgrunden, som instrumenten för genomförandet av kraven.[996] En vanlig uppfattning är att detta ”anglosaxiska” rättssystem i Storbritannien och det ”kontinentala” i Tyskland är mycket olika, i det närmaste som europeiska motpoler. Det är därför kanske förvånande att inställningen när det gäller förhållandet mellan offentlig rätt och skadeståndsrätt på miljöområdet är så pass likartad i de båda länderna. Även de tyska miljömyndigheterna är hänvisade till den förvaltningsrättsliga lagstiftningen för att kräva miljövårdsåtgärder i förorenade områden. Reglerna om förorenade områden bygger på en politirättslig tradition som fortfarande har stor betydelse, bl.a. när det gäller ansvarsgrunden.[997] Avgörande för myndigheternas befogenhet att ingripa är direkt angiven i lagen och utgår från att någonting utgör en fara

[994] Dunné & Bierbooms & Van: Liability developement in the Netherlands, EL 1993 s.72, se även Betlem 1993 s. 479.
[995] Avsnitt 3.3.5.
[996] Avsnitt 4.3.3 och avsnitt 4.3.1 och 8.2.5.
[997] I ”Harm to the environment” (sid. 133) hänvisar Pfennigstorf till ett avgörande av Munchens förvaltningsdomstol från 1986.

för ett allmänt intresse. När väl dessa förutsättningar är för handen, kan myndigheten ingripa mot den som orsakat denna fara eller den som står närmast att vidta åtgärder mot den. Subjektiva faktorer hos denne adressat spelar liten eller ingen roll i lagstiftningen. Som framgått ovan, är detta utgångspunkten också för 1999 års Bundes-Bodenschutzgesetz (BbodSchG), även om den innehåller vissa modifieringar i skadeståndsrättslig riktning.[998] Miljömyndighetens befogenhet enligt den lagen utlöses av att någonting riskerar att inverka på markens naturliga funktioner så att skada eller olägenhet uppstår för människor eller miljön.[999] När väl så är fallet, kan myndigheten förelägga adressaterna att vidta preventiva och reparativa åtgärder till skydd emot denna fara. Någon culpabedömning ska inte göras oavsett om föroreningen skett före eller efter lagens ikraftträdande.[1000] I McKennarapporten uttrycks förhållandet mellan skadeståndsrätten och den politirättsliga lagstiftningen på följande sätt:[1001]

> ”The aforementioned principles apply to civil environmental liability. In addition, there is also an administrative environmental liability which is not subject to fault. The restrictions which apply to strict liability in civil law do not apply to administrative environmental liability. For administrative environmental liability, it is only decisive if a person or an object (property, plant) causes danger to the public safety or order. Such a danger to public safety and order exists in all cases in which administrative rules are contravened or in which objects of legal protection which serve the public are in danger (for instance danger to groundwater, which is used as drinking water reservoir, by ground pollution). On the one hand, the conditions which have to be fulfilled to enable the administrative bodies to take appropriate measures are small. On the other hand, however, the administrative bodies are not entitled to claim damages but are only entitled to claim for the removal of this danger. Therefore, ground pollution which causes a danger to drinking water has to be removed, but no compensation is payable for damage, which has been caused by the polluted groundwater (for instance, pollution of mineral water wells).”

I den rättspraxis som utvecklats i de tyska förvaltningsdomstolarna har de politirättsliga bestämmelserna tolkats uteslutande i enlighet med förvaltningsrättsliga principer. Civilrättsliga analogier har i princip avvisats, t.ex. när det gäller den rättsliga grunden för ansvar och preskription. Detta illustrerades tydligt i ett avgörande från 1996 av delstaten Mannheims högsta förvaltningsdomstol.[1002] I målet var det fråga om ansvar enligt avfallslagstift-

[998] Avsnitt 6.2.2.
[999] Sec. 4(3), jfr. med sec. 2(3) och 2(5) BbodSchG.
[1000] Se avsnittet om Tyskland (Pape & Schillhorn) i Legal aspects of soil pollution, sid. 173.
[1001] McKennarapporten (Rodewoldt) sid. 125f.
[1002] Verwaltungsgerichthof Mannheim den 3 mars 1996 (1996 – 10 S 2687/95), se EL 1997 (CS58; Martens). Avgörandet är även kommenterat i Tromans 1999, sid 125.

ningen för undersökningar av förorenad mark. Området var kontaminerat av avfall som hade grävts ned under perioden 1924 till 1931. Området hade fyra år senare sålts till ett företag som byggt bostäder där. År 1993 upptäcktes hälsofarliga föroreningar på platsen och miljömyndigheten förelade företaget som hade grävt ned avfallet att undersöka spridningen av dessa. Efter överklagande konstaterade domstolen att

- Den lagliga grunden för kravet fanns uttryckt i delstaten Baden-Wurtenbergs avfallslag;
- Plikten var oberoende av de tillstånd som företaget hade eftersom det under hela tidsperioden hade varit möjligt för miljömyndigheterna att ingripa;
- Plikten var också var oberoende culpa och andra skadeståndsrättsliga förutsättningar för ansvar (bl.a. kunde miljömyndigheten inte påvisa skada)
- Beslutet var också motiverat eftersom denna kostnad bör ligga på den som njutit fördelarna av en verksamhet – inte skattebetalarna.

9.4.4 Individuell skälighetsavvägning

I kapitel 7, nämnde jag att det i många europeiska förvaltningsrättsliga lagstiftningsregimer om förorenade områden görs en skälighetsavvägning vid bedömningen av vilka miljövårdsåtgärder som ska utföras.[1003] Den skälighetsbedömning som där beskrevs hade med åtgärdernas miljövårdseffektivitet att göra. På så vis kan man tala om en allmän bedömning som utfaller lika, oavsett vem som är adressat för kraven. Det finns emellertid i samtliga lagstiftningsregimer på detta område även en individuell skälighetsbedömning som ska göras i dessa sammanhang. Denna har med den enskilde adressaten att göra, det är fråga om ett slags proportionalitetsbedömning i det enskilda fallet.

I den tyska BbodSchG kommer denna individuella skälighetsbedömning till uttryck på två sätt. För det första finns en allmän skrivning som ansluter till den förvaltningsrättsliga proportionalitetsprincipen. Den stadgar att miljömyndigheten inte får utfärda förelägganden ”that would be out of proportion with the justified interests of the individual parties”.[1004] För det andra gäller inte alltid det stränga kravet på ”återställning” av områden där föroreningarna har inträffat (uppträtt) efter lagens ikraftträdande; kraven ska mildras när förorenaren vid tiden för föroreningen (utsläppet) inte kunde förutse att hans verksamhet, som uppfyllde alla lagens krav, skulle medföra

[1003] Avsnitt 7.4.2.
[1004] Sec. 10(1) BbodSchG.

sådan skada. Detta gäller dock endast om hans goda tro är värd att beakta i skenet av omständigheterna i det enskilda fallet.[1005] I dessa fall ska alltså en lägre ambitionsnivå väljas. Härvid kan man dock inte underskrida den skyddsnivå som gäller för historisk förorening, d.v.s. att området ska efterbehandlas så att någon fara för människors hälsa inte längre föreligger.[1006]

Även i den engelska lagstiftningen finns det individuella faktorer som ska beaktas i skälighetsavvägningen.[1007] Det gäller främst den allmänna regeln om ”hardship” som innebär att miljömyndigheten måste göra en bedömning av de ekonomiska konsekvenserna för den enskilde adressaten för kraven. Det finns även andra skrivningar i regelverket som syftar till att undvika orimliga konsekvenser för enskilda, ideella organisationer samt små och medelstora företag. Slutligen är det en fråga om en avvägning mellan den enskilde och de allmänna intressena som syftar till ett resultat som är ”just, fair and equitable” för alla som ska vara med och bekosta miljövårdsåtgärderna, inklusive de lokala skattebetalarna.

Det största utrymmet för individuella faktorer kan kanske sägas finnas i den svenska miljöbalken. Som nämndes i kapitel 2, ska bedömningen av de miljörättsliga plikterna ske i två steg; först avgörs vem som är adressat för kraven och därefter görs en skälighetsbedömning i det enskilda fallet.[1008] Vid den senare ska man först göra en bedömning av åtgärdernas miljövårdseffektiviteten. Därefter ska även individuella faktorer på förorenarens sida vägas in i bedömningen av omfattningen av kraven. Av dessa är tidsfaktorn, följsamheten med dåtidens krav och omfattningen av föroreningarna de viktigaste. Även övriga omständigheter ska beaktas, vilket gör det möjligt att ta hänsyn till den enskilde adressatens person och ekonomi.

[1005] Sec. 4(5) BbodSchG har följande lydelse i sin engelska översättning: ”If harmful soil changes or contaminated sites have occurred after first of March 1999, pollutants shall be eliminated, where this is a reasonable requirement with respect to previous soil pollution. This shall not apply to a party who, at the time the pollution was caused, expected that such impact to the soil would not occur because he had fulfilled the applicable legal requirements, and whose good faith is worthy of protection, taking the circumstances of the relevant individual case into account.”. Paragrafen lyder i original: ”Sind schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten nach dem 1. Märtz 1999 eingetreten, sind Schadstoffe zu beseitigen, soweit dies im Hinblick auf die Vorbelastung des Bodens verhältnismäBig ist. Dies gilt für denjenigen nicht, der zum Zietpunkt der Verursachung auf Grund der Erfüllung der Für ihn geltenden gesetzlichen Anforderungen darauf vertraut hat, daB solche Beeinträchtigungen nicht entsteden werden, und sein Vertrauten unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles schutzwürdig ist.”.
[1006] Sec. 4(3) BbodSchG.
[1007] Se avsnitt 4.3.4.2.
[1008] Avsnitt 2.2.3.4.

9.4.5 Slutsatser om ansvarsgrunden

Utgångspunkten i en lagstiftningsregim som tillämpar en skadeståndsrättslig ansvarsgrund för historisk förorening skiljer sig klart från den som gäller för ett med förvaltningsrättsligt synsätt. Kontrasten mellan de två ytterligheterna i dessa sammanhang, Nederländerna och Tyskland, är onekligen slående. I det förra fallet en bedömning av förorenarens oaktsamhet i skadeståndsrättslig betydelse, i det andra en förvaltningsrättsligt grundad plikt utifrån kriterier av objektivt slag. Det finns emellertid i nära nog samtliga lagstiftningsregimer på detta område inslag som gör att de två systemen närmar sig varandra i viss mån. I det avseendet finns även i den svenska lagstiftningen inslag av skadeståndsrättsligt tänkande i det förvaltningsrättsliga systemet. Här utgår visserligen reglerna i 10 kapitlet miljöbalken i princip från en förvaltningsrättsligt grundad, objektiv plikt att undersöka och efterbehandla förorenade områden. Samtidigt ingår olika individuella faktorer i den skälighetsavvägningen som alltid ska göras. Vissa av dessa är dessutom subjektiva i en närmast skadeståndsrättslig betydelse eftersom de avser förorenarens följsamhet med de skyldigheter som fanns vid tiden för utsläppet/föroreningen. I det avseendet blir slutresultatet, jämfört med svenska reglerna om miljöskadestånd som sedan mycket länge grundats på strikt ansvar för skador, inte särskilt stor.

Jag har tidigare bekänt mig till ett förvaltningsrättsligt inriktat system för att fastställa och genomdriva de plikter som förorenare och andra har gentemot miljön i sig. Även när det gäller ansvarsgrunden finns mycket att vinna på att renodla systemet med inriktning mot en ”tysk” lösning. Därmed vill jag inte förneka att det finns ett klart samband mellan de skadeståndsrättsliga reglerna om miljöansvar och de förvaltningsrättsliga om förorenarens efterbehandlingsskyldighet. Som Bugge påpekar, finns det många frågeställningar kring de förvaltningsrättsliga plikterna som påverkas av uppfattningar som hör till skadeståndsrättens domäner.[1009] Utöver de exempel som givits i tidigare avsnitt om ansvarsgenombrott och fördelning mellan flera adressater, gäller detta frågor kring bevisbörda, medvållande, kompensationens storlek o.s.v. Här bör man emellertid vara försiktig; med tanke på att civilreglerna har ett annat skyddsintresse och ändamål bör skadeståndsrättsliga analogier användas varsamt och först efter ställningstagande från lagstiftaren. Reglerna bör i möjligaste mån också formuleras utifrån objektiva kriterier för att fungera i det förvaltningsrättsliga systemet. När det gäller frågan om ansvarsgrunden för förorenarens skyldigheter skulle jag vilja återigen sätta upp några utgångspunkter för en ”hållbar miljörätt”, in-

[1009] Angående rättsläget för den norska forureningsloven anser ju Bugge (Forurensingsansvaret, sid. 417) att reglerna om kostnadstäckning i viss mån påverkas av de ersättningsrättsliga regler i 8 kap. FL.

spirerad av Bugges tre kriterier; en ren miljö, samhällsekonomisk effektivitet och rättfärdighet:[1010]

- Förorenarens preventiva och reparativa skyldigheter bör slås fast efter objektiva kriterier som utgår från den nuvarande och framtida miljöfaran.
- Adressat för kraven bör vara den som orsakade föroreningen eller den som annars står närmast att förhindra ytterligare miljöskada.
- Oaktsamhet eller förutsebarhet i skadeståndsrättslig betydelse bör inte vara någon förutsättning för de miljörättsliga plikter som har samband med verksamhet som bedrivits efter introduktionen av en modern miljölagstiftning.
- Orimliga konsekvenser för enskilda kan undvikas med hjälp av en särskild skyddsregel.

Den moderna, europeiska miljörätten utgår från principen om att förorenaren ska betala. Man kan dock påstå att redan den lagstiftning som kom på 1960- och 1970-talet i många länder präglades av ett motsvarande synsätt.[1011] Det tillhörde så att säga spelets regler att den som bedrev miljöfarlig verksamhet skulle vidta samtliga de preventiva och reparativa åtgärder som kunde motiveras med hänsyn till miljön. Jag menar därför att det är fel att göra en oaktsamhetsbedömning för sådan verksamhet som bedrivits under denna tidsperiod. Principen om att förorenaren ska betala innebär ju att samtliga kostnader ska inräknas i det pris som betingas för den produkt som verksamheten frambringar. Det leder fel att blanda in förorenarens subjektiva insikter eller följsamhet med normer som ytterligare förutsättning för en sådan internaliseras. I några lagstiftningsregimer – däribland den svenska – har den historiska oaktsamhetsbedömningen blivit kopplad till om förorenaren följde dåtidens tillståndsbeslut eller att han tillämpade branschpraxis. Även detta synsätt menar jag vilar på en felsyn, vilket kan illustreras med en liten miljöhistoria:[1012]

> Det svenska koncessionssystemet för vattenförorenande verksamheter introducerades med 1941 års ändringar av 8 kapitlet i 1918 års vattenlag. Detta system innebar att den som hade tillstånd för sådan verksamhet var skyddad mot att ytterligare villkor ställdes på denna, annat än under särskilda förutsättningar och i en särskild ordning. Före 1942 fanns inget sådant rättsskydd; miljömyndighe-

[1010] Se avsnitt 1.3.5.4 och avsnitt 1.4.2.
[1011] Winter i JEL 1989 s. 39, på sid. 40f.
[1012] De närmare detaljerna i denna rättshistoria kan studeras i Darpö 1994 och däri angiven litteratur.

> ten kunde på den tiden med stöd av 1880 års vattenrättsförordning och hälsoskyddsstadgan i princip ställa de krav på verksamheterna som vid varje tillfälle kunde motiveras av hänsyn till människor och miljön. Det koncessionssystem som infördes 1942 var ett gammalt krav från industrins sida, man ville ha ett rättsligt skydd för sina investeringar. Utformningen av systemet tillgodogjorde på sätt och vis såväl industrins, som miljöns krav; ett i tiden obegränsat tillstånd att bedriva verksamheten under villkor som kunde omprövas efter tio år, eller tidigare under vissa förutsättningar. Den förutsättning som i praktiken blev viktigast när det gällde reparativa krav på verksamheterna var att det hade uppstått ”betydande olägenheter” i miljön som inte hade kunnat förutses då tillståndet meddelades. Detta koncessionssystem fördes oförändrat in i 1969 års miljöskyddslag. Tillstånden enligt 1918 års vattenlag hade dessutom – och har alltjämt – fortsatt giltighet. År 1991 underlättades förtida omprövningar genom att ordet ”betydande” ströks från den omprövningsgrund som nämndes ovan. Miljöbalken har i princip övertagit koncessionssystemet, även om rättskraften gjorts snävare och undantagen flera.[1013]

Poängen i mitt resonemang är alltså att vare sig tillstånden enligt 1918 års vattenlag, miljöskyddslagen eller miljöbalken har medfört någon ovillkorlig rätt att fortsätta förorena i enlighet med de ursprungliga villkoren. Tvärtom, en förutsättning för dessa tillstånd har hela tiden varit att villkoren kan omprövas om tiden eller hänsynen till miljön så påkallar. Detta är ett viktigt konstaterande att göra i sammanhanget, inte minst med tanke på den praxis som utvecklats i vattendomstolarna, Koncessionsnämnden och miljödomstolarna som innebär att utrymmet för att neka tillstånd är ytterst begränsat. Att därför låta verksamhetsutövarnas reparativa förpliktelser bero på deras följsamhet med de villkor som en gång i tiden meddelades är faktiskt att i efterhand ändra på de förutsättningar som gällt för verksamheten. Miljömyndigheterna har ju hela tiden kunnat ställa ytterligare krav med stöd av vanliga förelägganden eller genom omprövning. Dessa ytterligare krav har på intet sätt varit beroende av någon bristande följsamhet med villkoren i tillståndet från förorenarens sida. Kraven har istället varit dikterade av hänsyn till miljön och förorenarens bristande förmåga att förutse skador på detta intresse har snarast haft betydelse i skärpande riktning. Att idag knyta de reparativa kraven till följsamhet med dåtidens normer eller föroreningens förutsebarhet innebär med andra ord att *mildra på det ansvar som förorenaren har haft i ett historiskt perspektiv.* Detta kan knappast vara meningen med en modern lagstiftningsregim på detta område.

[1013] Se avsnitt 2.2.9.2.

Det finns emellertid faktorer på förorenarens sida som jag menar bör inverka på det miljörättsliga ansvaret för historisk förorening. Som framgår av kapitel 11 anser jag att tiden är en sådan faktor. Man kan även tänka sig att redan utförd efterbehandling kan vara en mildrande faktor, liksom ett visst ”medvållande” från miljömyndighetens sida. För att den senare faktorn ska kunna tillmätas någon betydelse bör det emellertid vara fråga om fall då myndigheten varit aktiv i sitt godkännande av miljövårdsåtgärderna och att miljöfaran är densamma utifrån dagens kunskapsnivå. Att förorenarens ansvar skulle minska rent allmänt till följd av ”passivitet” från myndighetens sida menar jag emellertid vore helt fel, eftersom miljölagstiftningen sedan lång tid tillbaka bygger på att det är verksamhetsutövarna som ska se till att lagens kravregler efterföljs.[1014] Utöver dessa individuella faktorer som angetts ovan, behövs det egentligen endast en särskild ”skyddsregel” för att undvika orimliga konsekvenser för enskilda. En sådan ”proportionalitetsregel” erbjuds i den engelska lagstiftningen om ”hardship”. Det är alltså inte fråga om en allmän regel om att konsekvenserna för det enskilda företaget ska tillåtas väga emot miljövårdskraven. En sådan regel skulle enligt min mening strida emot PPP. Däremot är det fråga om en regel som ska kunna användas för att undvika att miljövårdskraven får stötande konsekvenser för privatpersoner, ideella organisationer, mindre företag och andra, liknande rättssubjekt. Det är heller inte sagt att regeln ska innebära att miljövårdskraven helt försvinner. Den kan ju också innebära att kraven ska slås ut på längre tid eller att den enskilde adressaten kan få bidrag till att fullfölja sina förpliktelser.

[1014] I det tyska rättsfall som nämndes i avsnitt 9.4.2 ogillade domstolen denna invändning. Man menade att, även om myndigheten haft en möjlighet att ingripa alltsedan föroreningarna skedde i mitten av 1930-talet, hade miljöfaran tidigare inte motiverat den undersökning som nu krävdes.

9.5 Sammanfattning

I detta kapitel har diskussionen rört förorenaren och dennes ansvar. Det är främst tre frågor som stått i fokus. Den första av dessa gäller vem som betraktas som verksamhetsutövare enligt miljölagstiftningen och frågan om ansvarsgenombrott. Den andra frågan rör fördelningen av ansvaret mellan flera förorenare. Slutligen har den rättsliga grunden för ansvaret avhandlats.

Verksamhetsutövarbegreppet och frågan om ansvarsgenombrott

Det förvaltningsrättsliga verksamhetsutövarbegreppet syftar till att ange vem som är bärare av de plikter som är förenade med en viss verksamhet. Det är fråga om att bestämma vem som ska ha det övergripande ansvaret för att dessa plikter upprätthålls. Detta kan kallas verksamhetsutövarens ”direkta” ansvar. Ansvarsgenombrott syftar till något annat. Här är det istället fråga om någon som inte kan innefattas i verksamhetsutövarbegreppet, men som ändå kan få stå för miljövårdskraven på grund av omständigheter i det enskilda fallet. Det är fråga om en bakomliggande aktör som agerar så att verksamhetsutövarens möjligheter att uppfylla de miljörättsliga förpliktelserna minskar eller försvinner. Detta kan ske genom ett utnyttjande av aktiebolagsrättsliga konstruktioner eller undandragande av medel på ett sätt som betraktas som otillbörligt. Verksamhetsutövarbegreppet och frågan om ansvarsgenombrott är två skilda frågor, men har ändå med varandra att göra; med en vidsträckt definition av den förre, minskar behovet av de senare. En ändamålsenlig lagstiftningsregim om förorenade områden bör innehålla båda dessa inslag.

Bestämningen av verksamhetsutövaren bör utgå från en presumtion om att den eller de personer (fysiska eller juridiska) som faktiskt utövar verksamheten också är adressat för kraven. Därutöver bör emellertid ges en möjlighet att anlägga ett vidare betraktelsesätt i de fall som denne eller dessa personer inte kan anses utöva verksamheten självständigt. I sådana fall bör det avgörande istället vara vem eller vilka som utövar det väsentliga inflytandet över verksamheten i sin helhet. Bedömningen bör kunna grundas på vissa kriterier. Sådana kan vara vem som har rätt att fatta avgörande ekonomiska beslut om verksamheten, vem som styr den i praktiken, lokalisering (vem har möjlighet att se till att villkor för utsläpp och liknande upprätthålls) samt ägobilden, där man i vissa fall kan tala om ett koncernansvar.

En regel i miljölagstiftningen som syftar till ansvarsgenombrott bör formuleras som en undantagsregel som kan tillämpas när någon vidtar vissa dispositioner som på ett oacceptabelt sätt gynnar enskilda intressen framför det allmänna intresset av en god miljö. Avgörande bör då vara om det är fråga om en snäv personkrets som vidtar dispositioner som resulterar i att den ekonomiska basen för företagets förmåga att bära sitt miljöansvar min-

skar. I denna del bör bedömningen vara ”generös mot miljön” och vara inriktad på det faktiska resultatet av de gjorda dispositionerna.

Flera adressater för miljövårdskraven

Förorenade områden kan ofta vara påverkad från flera håll, såväl i tiden som i rummet. Olika verksamheter kan ha påverkat ett och samma område eller flera verksamhetsutövare i tiden efter varandra kan ha bidragit till föroreningen. Det är därför nödvändigt att en lagstiftningsregim på detta område erbjuder fördelningsregler för dessa situationer.

Den fördelningsmodell som förespråkas i kapitlet bygger på två grundtankar; ”styrning” av ansvaret och ”proportionalisering”. Utgångspunkten bör vara att ansvarsbedömningen ska göras gemensamt för hela det område som ska efterbehandlas i ett sammanhang. Vidare bör gälla att efterbehandlingsskyldigheten fördelas så att varje förorenare får stå för sin del. Miljömyndigheten bör alltså *proportionera* kraven efter vars och ens bidrag till föroreningarna, åtminstone där detta är möjligt. Annars bör andelarna kunna fastställas i kvotdelar utifrån mängden av utsläppta eller använda substanser, mängden avfall från verksamheten, substansernas farlighet för människa och miljö, den tidsrymd som verksamhetsutövaren bedrivit den förorenade verksamheten och liknande faktorer.

Den andra grundtanken är att systemet även bör innehålla förenklingsregler för fördelningen av ansvaret. Skälet till detta är främst att tydliggöra ansvaret för verksamhetsutövarna, men också att underlätta för miljömyndigheterna att nå den ansvarige. En grundläggande förenklingsregel är att ansvaret i första hand bör placeras hos den nuvarande eller den senaste verksamhetsutövaren. Detta bör gälla som huvudregel när det är fråga om en och samma verksamhet, oavsett om den är pågående eller avslutad. En förutsättning för denna ansvarstyrning är dock att föroreningarna har haft samband med den pågående aktiviteten, eller annars påverkar föroreningarna i området. Förenklingsregeln bör ses som en huvudregel som kan frångås i ett sådant fall. Detsamma kan gälla i andra situationer, t.ex. när verksamheten har överlåtits till någon som uppenbarligen inte kan göra rätt för sin och sina föregångares miljöskulder.

Finns det föroreningar som inte kan hänföras till någon förorenare (och det inte heller finns något ansvar för markägare), bör efterbehandlingskostnaden för dessa falla på samhället. Detta bör gälla rent allmänt, oavsett om bristen beror på att det inte går att med rimlig klarhet fastställa varifrån föroreningarna härrör (vilket inträffar), eller om verksamhetsutövaren inte längre är tillgänglig för kraven.

Den rättsliga grunden för ansvaret

Diskussionen om den rättsliga grunden för ansvaret bör utgå från PPP. I kapitlet förespråkas en förståelse av principen som innebär att miljökostnaderna bör internaliseras i den förorenande verksamheten oavsett den subjektiva inställningen hos förorenaren. Denna inställning leder till att ansvaret bör vara förvaltningsrättsligt grundat, samt att de preventiva och reparativa skyldigheterna bör slås fast efter objektiva kriterier som utgår från den nuvarande och framtida miljöfaran. Adressat för kraven bör vara den som orsakade föroreningen eller den som annars står närmast att förhindra ytterligare miljöskada. Vidare hävdas att oaktsamhet eller förutsebarhet i skadeståndsrättslig betydelse inte bör vara någon förutsättning för de miljörättsliga plikter som har samband med verksamhet som har bedrivits efter introduktionen av en modern miljölagstiftning. Systemet bör däremot vara försett med en skälighetsregel som gör att orimliga konsekvenser för enskilda kan undvikas.

10 Adressater för kraven: Markägaren

10.1 Inledning

Föroreningar i ett område berör markägaren på olika sätt. Den direkta effekten av dessa belastningar är ofta att hans möjligheter att använda marken blir begränsade och att värdet på fastigheten påverkas. De kan också innebära att den blir svår att avyttra. Till detta kommer att markägaren många gånger själv blir adressat för krav på miljövårdsåtgärder i området. Det är de senare situationerna som diskuteras i detta kapitel.

Jag har valt att beskriva de förpliktelser som kan åvila markägaren i dessa sammanhang som *fyra rättsliga konstruktioner som medför markägaransvar*: För det första kan han jämställas med förorenaren på grund av sin *nära anknytning* till denne. För det andra finns en stark rättslig tradition i många länder som innebär att markägaren måste se till att det som han har på sina ägor – inbegripet föroreningar – inte vållar olägenheter i omgivningen. Det kan kallas ett *förvaltaransvar*. För det tredje kan markägaren ”tar över” i förorenarens ansvar genom att – medvetet eller oaktsamt – *förvärva* en förorenad fastighet. Den fjärde och sista rättsliga konstruktionen består i att markägaren får stå för de miljövårdskostnader som motsvarar den *värdeökning eller nytta* han har av undersökningen eller efterbehandlingen av ett förorenat område.

Dessa rättsliga konstruktioner gäller alltså markägarens ansvar för fastigheten som den är, för föroreningarna där de ligger. En situation som däremot inte behandlas, vare sig i detta avsnitt eller på annan plats i studien, är att markägaren med sina egna åtgärder kan påverka föroreningarna som finns på eller omkring fastigheten. Det kan vara fråga om alla slags åtgärder, från enstaka grävningar till större exploateringar. I de flesta länder finns det särskilda regler för dessa situationer, vanligen i plan- och bygglagstiftningen eller i lagstiftning om miljöfarlig verksamhet och markanvändning. Som nämnts ovan i kapitel 7, ingår i många lagstiftningsregimer om förorenade områden allmänna försiktighetsregler för olika åtgärder i dessa områden. Dessa regler kompletteras också ofta av bestämmelser som syftar till att förhindra förorening av mark och vatten, men också av markanvändningsrestriktioner för allvarligt förorenade områden. De svenska reglerna om

miljöriskområden är exempel på en konstruktion av det senare slaget.[1015] Denna typ av regler är kanske vad som oftast och mest påtagligt påverkar markägarens möjligheter att disponera över sin fastighet. Trots detta behandlas sådana regler inte heller i detta avsnitt eftersom studien i övrigt inte är upplagd på det viset. Med uttrycket ”markägaransvar” avses här istället enbart de förpliktelser – oftast förvaltningsrättsligt grundade – som är förenade med det *passiva ägandet av en förorenad fastighet*.

[1015] 10 kap. 9-14 §§ MB.

10.2 Markägare som verksamhetsutövare

10.2.1 Inledning

Den första rättsliga konstruktionen som medför markägaransvar gäller de situationer där han är så nära anknuten till den förorenade händelsen eller verksamheten att han blir betraktad som jämställd med verksamhetsutövaren, helt eller delvis. Det kan vara fråga om att han låter en förorenande verksamhet pågå på fastigheten utan att han ingriper trots makt och medel därtill. Det kan också vara fråga om att han är så involverad i den förorenade verksamheten att han blir ”identifierad” med verksamhetsutövaren. Dessa två betraktelsesätt kan illustreras med den engelska och den svenska lagstiftningen på området. Det bör observeras att diskussionen i denna del till viss del flyter in i den som fördes om verksamhetsutövarbegreppet i föregående kapitel.

10.2.2 Exempel på regler om anknytning till förorenaren eller verksamheten

10.2.2.1 Markägaransvaret enligt EPA Part II A

Den första ansvarskategorin i den engelska lagstiftningen i Environmental Protection Act Part IIA består av ”causers” och ”knowingly permitters”.[1016] För att bli ansedd som ”causer” räcker det med att man aktivt har deltagit i de aktiviteter som ger upphov till utsläppet. Här görs ingen oaktsamhetsbedömning och ansvaret gäller även om skadorna inte var möjliga att förutse. Uttrycket ”knowingly permitting” täcker något annat och vidare än ett aktivt deltagande då det står för en mer eller mindre medveten underlåtenhet. Det är fråga om att någon känner till ett utsläpp men inte ingriper, trots att det står i hans makt att göra så. Det bör vara fråga om ett relativt klart fall av klandervärd passivitet eller anknytning till den förorenande aktiviteten för att utlösa ansvar. Till skillnad från ansvaret som ”causer” är det följaktligen en förutsättning för ansvar som ”knowingly permitter” att man kan visa att adressaten känt till – eller borde ha känt till – att det skett ett utsläpp. I typfallet är denne ”knowingly permitter” en markägare, t.ex. då han tillåter att en förorenande händelse eller verksamhet fortgår på fastigheten utan att ingripa. Förutsättningen för ansvar är alltså dels markägarens kunskap om föroreningen, dels hans klandervärda passivitet.

[1016] Avsnitt 4.3.3.

10.2.2.2 Svensk rätt om markägaransvaret

Det andra exemplet på hur markägarens anknytning till den förorenande händelsen eller verksamhetsutövaren kan göra att han blir adressat för miljövårdskraven kan vi kalla för *”identifikation”*. Här är det fråga om en situation då markägaren är så inblandad – ekonomiskt eller personligt – i den förorenande verksamheten att han betraktad som helt jämställd med verksamhetsutövaren. Ett sådant betraktelsesätt finns i flera länder och kan exemplifieras med rättsläget i Sverige. ”Identifikation” finns inte nämnt i förarbetena till miljöbalken och något exempel på detta finns inte heller i rättspraxis under ML och MB. Synsättet är dock i det närmaste självklart i sammanhanget och stöd för det finns både i äldre grannelagsrätt, i olika förarbetsuttalanden till den lagstiftning som föregick balken samt i den juridiska litteraturen.

Enligt äldre grannelagsrättslig praxis kunde en markägare få stå för kraven på skyddsåtgärder om han var tillräckligt närstående med verksamhetsutövaren.[1017] Ett tydligt exempel på detta är NJA 1903 s. 365. Det var här fråga om fastighetsägaren S som drev ett bageri i Stockholm. Som drivkälla satte han upp en kraftmaskin intill väggen till en angränsande fastighet och denna maskin var sedan igång dygnet runt. Grannarna klagade på oväsendet och fick till slut en vitessanktionerad HD-dom på att S måste minska detta (NJA 1900 s. 189). Störningarna fortsatte dock och grannarna fick på nytt vända sig till domstol, denna gång för att få vitet utdömt. Nu invände emellertid S att han inte längre ägde bagerirörelsen utan hade sålt den till sin son. Enligt hans mening var han därför inte längre adressat för kraven, en invändning som godtogs i underrätten. Svea hovrätt, vars dom HD fastställde, underkände däremot detta resonemang och uttalade:

> ”...ty och som den omständigheten, att S å annan person öfverlåtit bageriet med därtill hörande maskiner, icke kunde befria S, hvilken, enligt hvad i saken vore ostridigt, fortfarande vore ägare till den fastighet, inom hvilken de maskiner vore uppställda, som åstadkomme ifrågavarande buller, från skyldigheten att fullgöra hvad honom genom K:M:s dom förelagdt;...”

Vid en genomgång av förarbetena till miljöskyddslagen, jordabalkens regler om hänsyn mellan grannar (3 kapitlet jordabalken), och miljöskadelagen slås man av lagstiftarens ovilja att uttala sig om eller reglera denna fråga om markägarens ansvar för föroreningar som andra orsakat på hans mark. De uttalanden som ändå görs är i stort sett likalydande i de olika förarbetena. I motiven till miljöskyddslagen och 3 kapitlet jordabalken pekade regeringen på att enligt gällande rätt får man avgöra från fall till fall om fastighetsägaren

[1017] Se Darpö 1994, avsnitt 3.1.1, bl.a. med hänvisning till äldre rättspraxis (NJA 1910 s. 604 och NJA 1930 A307.)

kan göras ansvarig för störningar som beror på att någon annan förfogar över fastigheten. Ansvaret beror på vilken rättslig grund som förorenarens verksamhet vilar på och på andra omständigheterna i det enskilda fallet. Dessa frågor borde, enligt regeringens mening, inte lagregleras utan överlämnas åt rättspraxis.[1018]

Något bättre ledning går att finna i förarbetena till miljöskadelagen. Miljöskadeutredningen menade att gränsdragningen mellan fastighetsägares och nyttjanderättshavares skyldigheter borde göras med utgångspunkt från att den senare får stå för hela ansvaret när han bedriver näringsverksamhet på fastigheten; bara när fastighetsägaren är ekonomiskt engagerad i verksamheten ska han kunna göras ansvarig.[1019] I propositionen till miljöskadelagen utvecklar regeringen detta tema (min kursiv):[1020]

> ”Enligt gällande rätt är det oklart om fastighetsägaren kan göras ansvarig för skador som orsakas av en nyttjanderättshavare när denne förfogar över fastigheten. En rimlig lösning vid tillämpningen av den nya miljöskadelagen torde vara att fastighetsägaren blir ansvarig endast om han är *direkt ekonomiskt engagerad* i en näringsverksamhet som nyttjanderättshavaren driver på fastigheten. Det innebär sålunda att fastighetsägaren inte enbart på den grunden att han mot ersättning har upplåtit nyttjanderätten blir ansvarig för skador som nyttjanderättshavaren åstadkommer. Ett mer indirekt ekonomiskt engagemang som t.ex. endast innebär att fastighetsägaren innehar börsnoterade aktier i ett bolag som hyr lokaler av honom för industriellt ändamål bör inte heller medföra något ansvar för fastighetsägaren för miljöskador som hyresgästen orsakar. Detsamma bör gälla om fastighetsägaren har lånat ut pengar till den verksamhet som nyttjanderättshavaren bedriver på fastigheten.”

Av den rättspraxis som genererats under dessa lagar har jag egentligen bara hittat ett som berör denna frågeställning om markägarens ansvar och det är NJA 1994 s. 162. Det var här fråga om en flygklubb (UF) som hade arrenderat ett flygfält av kommunen sedan 1940-talet. UF hade för en kort tid upplåtit flygfältet till en annan klubb för modellflygplansövningar. Vissa av dessa plan hade hamnat i grannens åker där grödorna skadades när planen hämtades. Högsta domstolen uttalade att UF:s nyttjanderätt att flygfältet var av en sådan natur att klubben fick anses vara grannelagsrättsligt ansvarig

[1018] Prop. 1969:28 sid. 241 och prop. 1970:20 B sid. 100-102.
[1019] SOU 1983:7 sid. 247.
[1020] Prop. 1985/86:83 sid. 52. Lagtexten i 6 § miljöskadelagen (och f.ö. även i 32 kap. 6 § MB) uttryckte att skadeståndsskyldig är ”den som bedriver eller låter bedriva den skadegörande verksamheten i egenskap av fastighetsägare eller tomträttsinnehavare.”. Den närmare innebörden av uttrycket ”bedriva verksamhet” är dock inte klarlagd och påstås ibland även kunna inbegripa viss passivitet hos markägaren (se SOU 1983:7 sid. 48, min kursiv): ”Ägaren av en fastighet eller en byggnad använder den naturligtvis, när han utövar en verksamhet där som stör grannarna *eller förvarar egendom som orsakar störningar (t.ex. en läckande oljetank som förorenar grannarnas mark*).”.

gentemot omgivningen. Mot bakgrund av att upplåtelsen till modellsportklubben endast var kortvarig samt att inga andra omständigheter talade emot, täckte detta ansvar även dessa skador som hade uppkommit genom den senare klubbens göranden.

I den juridiska litteraturen har däremot markägarens ansvar enligt miljölagstiftningen genom åren varit föremål för en viss diskussion, där författarna har haft olika åsikter om hur långt detta ansvar sträcker sig.[1021] Som jag har uppfattat det, har det emellertid rått enighet om att markägaren kan få svara för miljövårdskraven i verksamhetsutövarens ställe om han är tillräckligt närstående. Detta var något som Ljungman påpekade redan 1943:[1022]

> ”I allmänhet torde nog vara befogat anse fastighetsägaren passivt saklegitimerad, därest han på grund av nyttjanderättsavtalet har rättsliga möjligheter att framtvinga sådana förändringar i nyttjanderättshavarens verksamhet, som erfordras för att undvika en excessiv immissionsverkan.”

Detta är också ett tema som utvecklas av Westerlund i 1990 års lagkommentar till miljöskyddslagen. Han menar bl.a. att den markägare som haft ett väsentligt inflytande över den förorenande verksamheten – utan att egentligen vara verksamhetsutövare – ändå kan få ta på sig en del av efterbehandlingsansvaret.[1023] Faktorer som talar för detta kunde vara att markägaren haft möjlighet att påverka verksamheten genom nyttjanderättsavtalet eller genom att se till att den verksamhetsutövande hyresgästen skötte sina miljömässiga åligganden. Även det faktum att markägaren har tillgodogjort sig en del av vinsten från verksamheten kan enligt Westerlund tala för ett sådant synsätt.

10.2.3 Slutsatser om markägaren som verksamhetsutövare

Jag påstår alltså att den första rättsliga konstruktionen som medför markägaransvar i den europeiska lagstiftningen om förorenade områden innebär att han kan få stå för miljövårdskraven på grund av sin nära anknytning till den förorenande händelsen eller verksamheten. Detta har belysts ovan genom exempel på regler som träffar markägaren när han med öppna ögon tillåter en förorening eller när förhållandet mellan honom och verksamhetsutövaren är mycket nära. På så vis blir det följaktligen ofta en fråga om att definiera verksamhetsutövaren i det enskilda fallet; är markägaren tillräckligt nära,

[1021] Se Darpö 1994 avsnitt 3.11, med hänvisningar till bl.a. Westerlund 1990 kapitel 4, Delin i FT 1989 s. 1 och Bengtssons särskilda yttrande i Fotokemi-fallet, NJA 1984 s. 602, på sid. 608. Se även Darpö i SvJT 2000 s. 481 (not 3).
[1022] Ljungman sid. 242, forts not 5.
[1023] Westerlund 1990 sid. 71ff.

jämställs han med den senare. I dessa fall råder heller knappast någon motsättning mellan ett skadeståndsrättsligt och ett förvaltningsrättsligt synsätt. Här är det ju fråga om att avgöra om markägarens position i förhållande till förorenaren är sådan att de bör vara jämsides ansvariga för allmänna miljövårdsåtgärder och/eller kompensation till enskilda skadelidande. Denna bestämning bör kunna vara gemensam för de båda rättsområdena.

10.3 Förvaltaransvaret

10.3.1 Inledning

Den andra rättsliga konstruktionen som medför markägaransvar kan betecknas som ett ”förvaltaransvar”. Innebörden är att markägaren är skyldig att se om sin fastighet så att det som finns där inte orsakar skada i omgivningen. Denna tanke, som kommer till uttryck i den tyska grundlagsregeln om att ”Eigentum verplichtet”,[1024] återfinns i en eller annan form i de flesta av Europas länder. Traditionellt kommer den till uttryck genom ett strikt skadeståndsrättsligt ansvar av typen ”Rylands v. Fletcher”,[1025] eller ett grannelagsrättsligt ansvar. I många länder återfinns konstruktionen som ett markägaransvar enligt allmänna skadeståndsrättsliga grunder för culpös passivitet.[1026]

Synsättet med ett förvaltaransvar återspeglas också i flera av de miljörättsliga regimerna om förorenad mark. Det är här fråga om en skyldighet att vidta åtgärder för att hindra spridningen av föroreningar som finns på fastigheten. I sin mest renodlade form är detta ett ansvar som följer med fastigheten och någon hänsyn till markägarens subjektiva kunskap eller inställning tas inte. I dessa regimer är det heller ingen skillnad beträffande plikternas omfattning mellan förorenaren och markägaren. I andra länder är förvaltaransvaret mer av *preventiv karaktär*. Som jag nämnde redan i kapitel 1, skillnaden mellan preventiva och reparativa åtgärder på detta område är emellertid inte stor, ofta enbart teoretisk.[1027] En annan skillnad mellan lagstiftningsregimerna om förorenade områden – jämfört med det skadeståndsrättsliga och det grannelagsrättsliga ansvaret – är att de förvaltningsrättsliga plikterna i allmänhet inte förutsätter att föroreningarna nått utanför den *egna fastigheten*; markägaren är skyldig att undersöka och efterbehandla de föroreningar som finns på fastigheten i den mån det är motiverat av hänsyn till *risken för skada* på miljön, vilken ju är oberoende av administrativa gränser. I detta avsnitt följer exempel på ett sådant förvaltaransvar i några länders lagstiftningsregimer om förorenade områden. Som framgår av redogörelsen har detta ansvar något varierande utseende och stränghet i de olika regimerna.

[1024] Art. 14(2) i den tyska Grundgesetz: ”Eigentum verplichtet. Sein Gebrauch soll zugleich dem Wohle der Allgemeinheit dienen”, översatt till ”Use of property shall simultaneously serve the public welfare” i Lundmark i North European environmental law , s. 39).
[1025] Avsnitt 4.2.2.2.
[1026] I vårt land torde det inte vara fråga om ett ansvar enligt 32 kap. MB, utan om ett culpabaserat ansvar enligt skadeståndslagen.
[1027] Avsnitt 1.2.3.2.

10.3.2 Markägaren som förstahandsadressat

Som nämnts ovan, utgår den tyska jordskyddslagen (BbodSchG) från ett politirättsligt synsätt.[1028] Enligt politirätten är markägaren (”Zustandsstörer”) jämsides ansvarig med den som har orsakat störningen (”Handlungsstörer”). Regleringen innebär i praktiken att myndigheterna kan vända sig mot den förre med kraven, eftersom han är enklast att nå. Det var dock endast den som var markägare för stunden som kan bli adressat för kraven, vilket innebär en viss möjlighet att ”sälja problemen” för den som inte själv har orsakat störningarna.

BbodSchG utgår som sagt från detta politirättsliga synsätt, men har också medfört flera skärpningar. Av tidigare avsnitt har framgått att inte bara förorenaren kan bli adressat för kraven, utan också dennes rättsliga efterträdare samt i vissa fall även bakomliggande aktörer.[1029] Även markägarens ansvar enligt BbodSchG är strängare än motsvarande politirättsliga reglering. Till att börja med omfattas markägaren av en allmängiltig och preventiv plikt som innebär att var och en som med sina åtgärder påverkar marken är skyldig att göra detta så att inte jordförorening uppstår.[1030] Till detta kommer en särskild skyldighet för markägare och nyttjanderättshavare att vidta åtgärder för att förhindra att föroreningar uppkommer från den mark som de äger respektive brukar.[1031]

När det sedan gäller skyldigheten att undersöka och efterbehandla sådan mark som redan blivit förorenad är den som brukar eller äger marken förstahandsadressat enligt BbodSchG för miljövårdskraven. Han kan inte freda sig med att han inte haft någon del i den förorenande verksamheten eller att han varit okunnig om belastningarna på fastigheten.[1032] Ett lika strängt ansvar gäller i princip för den som tidigare ägde fastighet, även om man här tar större hänsyn till hans kunskaper om miljöbelastningarna. Förutsättningen för att den tyska miljömyndigheten ska kunna rikta kraven mot honom är dels att han sålt fastigheten efter lagens ikraftträdande (1 mars 1999) och då var i ond tro (inklusive ”borde-vetskap”) om dess föroreningsstatus, dels att han också – när han en gång i tiden köpte fastigheten – inte var i god tro i detta avseende.[1033]

[1028] Avsnitt 6.2.2.
[1029] Avsnitt 6.2.2.
[1030] Lagtexten i sec. 4(1) BbodSchG lyder i sin engelska översättning: ”Any person who is by his action affecting the soil shall act in such a manner that harmful soil changes do not occur.”.
[1031] Sec. 4(2) BbodSchG: ”The property owner and the occupant of a real property shall be obliged to take measures to prevent harmful soil changes originating from their property.”.
[1032] Se McKenna-rapporten (Tyskland; förf. Rodewoldt), sid. 126.
[1033] Sec. 4(6) BbodSchG: ”The former owner of a real property is obliged to carry out remediation if he has transferred his property after first of March 1999, and if he was aware of, or should been aware of, the relevant harmful soil change or site contamination. This shall not

Enligt den traditionella politirätten – som fortfarande utgör en lägsta botten för regleringen av förorenade områden – kan markägaren inte ställa återkrav på förorenaren för att få ut dennes del av det miljörättsliga ansvaret.[1034] Detta har inte ansetts vara en rimlig lösning i den nya regimen om förorenade områden. Här bjuds markägaren en möjlighet att väcka talan mot andra som kan vara ansvariga för undersökning och efterbehandling av det förorenade området.[1035] Det bör dock noteras att detta sker helt på markägarens egen risk; lyckas han inte nå förorenaren eller andra med sitt krav på kostnadsbidrag, får han slutligt stå för detta själv. Det är detta som är den yttersta innebörden av att det miljörättsliga ansvaret mellan honom och förorenaren är jämsides.

Även uppdelningen mellan efterbehandlingsskyldiga och ansvariga i den flamländska Bodemsaneringsdecreet (BSD) innebär ett strängt markägaransvar.[1036] Detta beror främst på att markägaren står som förstahandsadressat för miljökraven enligt BSD i de fall som föroreningarna inte har orsakats av en ”listverksamhet” (då ju tillståndshavaren står som adressat). Till detta kommer att markägaren många gånger får stå för det slutliga kostnadsansvaret beroende på det stränga markägaransvaret i den traditionella skadeståndsrätten i Belgien. Det finns visserligen undantag för ”oskyldiga markägare”, men i enlighet med förvaltartanken kvarstår alltid markägarens skyldighet att vidta preventiva åtgärder för att förhindra att föroreningarna sprider sig till omgivningen.[1037]

10.3.3 Markägaren som subsidiärt ansvarig

10.3.3.1 Ansvaret uppdelat i två kretsar i EPA Part II A

I många länder är markägarens ansvar underställt förorenarens och man kan därför tala om två ansvarskategorier. Så är exempelvis fallet med den engelska lagstiftningen i EPA Part IIA; om inte någon klass A-person (”causer” eller ”knowingly permitter”) är tillgänglig, övergår ansvaret på markägare och nyttjanderättshavare (klass B). De senares ansvar utlöses så fort som någon A-person inte kan återfinnas, trots rimliga efterforskningar. I dessa fall tas ingen hänsyn till markägarens medverkan till föroreningen, hans eventuella inblandning i den förorenade verksamheten eller hans kunskaper

apply to a party who, when purchasing the real property, confined that such harmful soil changes or contaminated sites would not be present, and whose confidence is worthy of protection, taking the circumstances of the relevant individual case into account.”.

[1034] Se Martens i EL 1998 sid. 176, även avsnittet om Tyskland (Pape & Schillhorn) i Legal aspects of soil pollution, sid. 174 och 185.

[1035] Sec. 24(2) BbodSchG.

[1036] Avsnitt 6.2.3.

[1037] Som framgått ovan gäller detsamma i flera andra lagstiftningsregimer, t.ex. i Nederländerna (avsnitt 3.3.3.2).

om belastningarna på fastigheten. Detta är den avgörande skillnaden mellan markägarens ansvar som ”knowingly permitter” och som klass B-person. På så vis kan man karakterisera detta senare ansvar som objektivt och att det följer med fastigheten. Det finns heller ingen möjlighet för markägaren att undkomma ansvaret om han inte kan visa att de ekonomiska konsekvenserna av miljövårdskraven blir orimliga i hans fall (”hardship”). Om ingen förorenare finns tillgänglig, träder alltså markägaren i hans ställe enligt reglerna i Part IIA. Hans ansvar är dock mindre omfattande än förorenarens, främst beroende på att det inte för föroreningar som enbart medför risk för vattenföroreningar. En annan skillnad är att markägaren endast svarar för sådan förorening som finns på hans fastighet och under den tid som han brukar den. Om fastigheten överlåts, följer ansvaret med.

10.3.3.2 Att ”ha noe” enligt den norska forurensingsloven

Markägaransvaret enligt den norska forurensningsloven är ett typiskt förvaltaransvar. Som redan nämnts, inleds den grundläggande ansvarsregeln i 7 § FL med lokutionen ”(i)ngen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning…”.[1038] Denna uppdelning mellan den som *har* respektive den som *gör* något innebär att miljömyndigheterna har givits en viss valmöjlighet när det gäller vem miljökraven ska riktas emot. Myndigheten kan i princip välja mellan markägare och förorenare utifrån vem som ligger närmast till hands för att utföra de nödvändiga åtgärderna utifrån en konkret värdering.[1039] Vägledande för detta synsätt är ett avgörande i Eidsivating Lagmansrett i målet om Brattås Holding AS.[1040] Målet gällde frågan om markägarens Brattås Holding ansvar för bortskaffande av miljöfarligt avfall. Företaget hade förvärvat det belastade området av konkursboet efter verksamhetsutövaren och sedan sålt marken vidare. Lagmansretten uttalade (min kursiv):

> ”Lagmansretten antar etter dette at plikter og ansvar etter forurensningsloven vil kunne inntre selv om tilknytningsforholdet til forurensningsfaren er av *indirekte karakter*. I utgangspunktet vil det således være tilstrekkelig å påvise at den som holdes ansvarlig er *eier av den eindom hvor det befinner seg gjenstander og annet som representerer en forurensningsfare*. Dette vil likevel kunne stille seg annerledes om det klart lar seg gjøre å utpeke en annen som eier eller rettighetshaver til selve kilden for forurensningen eller

[1038] Avsnitt 6.2.1. Motsvarande uttryck används i reglerna om upplysnings- och undersökningsplikt (49 resp. 51 §§). Den senare paragrafen ändrades f.ö. 1996 för att klargöra att undersökningsplikten vid t.ex. nedlagda avfallstippar i sista hand vilar på markägaren (se Bugge i Forureningsansvaret, sid. 515).

[1039] Bugge använder sig av uttrycket ”formell myndighet og reell mulighet til å oppfylle tiltaksplikten” (Bugge i Forureningsansvaret, flera ställen bl.a. på sid. 532).

[1040] Dom 3/4-91 i överklagat mål nr 91-00276, se Bugge i Forureningsansvaret, sid. 535f. Se även på sid. 536 där han refererar till ett annat mål (Reija Eiendom), med liknande utfall.

> forurensningsfaren, jfr. NOU 1977:11 s. 22. Det kan imidlertid ikke forlanges at forurensningsmyndighetene plikter å ta standpunkt til kompliserte underliggende rettsforhold. Det ville vanskliggjøre en effektiv ivaretagelse av lovens formål, jfr. § 1. Av forarbeidene fremgår også at *graden av nærhet, samt muligheten for å hindre forurensning*, er momenter som skal tillegges vekt ved avgjørelsen av hvem som er ansvarlig. Det er ikke gitt at dette alltid vil være den samme som *privatrettslig sett er eier* eller rettighetshaver til eiendomen. I forarbeidene er forøvrig forutsatt at det kan tenkes situasjoner der det ikke er utenkelig at en i det konkrete tilfelle må anse flere som ansvarlige, jfr. Ot.prp. nr. 11 (1979-80) s. 90."

Som framgår av citatet har den norske markägaren ett ansvar för bortskaffande av avfall som finns på hans fastighet. Miljömyndigheterna kan i princip vända sig med kraven mot honom, även om han inte har haft med den förorenade verksamheten att göra. Som ett slags grundläggande presumtion gäller dock att kraven på miljövårdsåtgärder i första hand ska riktas mot förorenaren, om detta är möjligt.[1041] Detta gäller exempelvis om den förorenade verksamheten bedrivs på arrenderad mark av någon som alltjämt finns tillgänglig.[1042] En genomgående tanke är dock att miljömyndigheten ska kunna vända sig mot den som står närmast utan att lägga resurser på att utreda komplicerade och underliggande ansvarsförhållanden.[1043] En markägare som blir adressat för miljökraven på detta sätt kan ställa återkrav på förorenaren för att få ut dennes andel av finansieringen.

Så långt liknar alltså de norska ansvarsreglerna de svenska "förvaringsfallen" enligt miljöbalken.[1044] Andra likheter är att norrmännen liksom vi saknar danskarnas vända inför rådighetsproblematiken; miljökraven kan riktas mot förorenaren även om det avser åtgärder på annans mark. Så var fallet i den s.k. Norzink-saken, där ett företag blev förelagd att utföra undersökningar av industriavfall som låg i ett område som man sålt till staten.[1045]

I ett avseende förefaller emellertid markägaransvaret enligt FL skilja sig från det som gäller i förvaringsfallen enligt svensk rätt; markägaransvaret enligt norsk rätt gäller inte bara vid förvaring av avfall, utan är allmängiltigt. En sådan tolkning förespråkar bland andra Bugge i det att han hänvisar såväl

[1041] Bugge i Forureningsansvaret, sid. 5, 541, 624 m.fl. ställen.
[1042] Så var fallet i avgörandena om Stabils fabrikker AS i Hvitsten. Såväl kravet från miljömyndigheten, som det slutliga kostnadsansvaret, hamnade här på förorenaren (se Bugge i Forureningsansvaret, sid. 534).
[1043] Bugge i Forureningsansvaret, flerstädes, bl.a. sid. 589.
[1044] Avsnitt 2.2.4.
[1045] Miljøverndepartementets beslut 22/11-90; 89/5304 18, se Bugge i Forureningsansvaret, sid. 624f.

till lagtexten (”ingen må ha”), som till myndighetspraxis.[1046] Hans slutsats är därför:[1047]

> ”Min konklusjon blir derfor at også den som i god tro er blitt eier av en forurenset eiendom, som alt overveiende hovedregel omfattes av forbudet i § 7 første ledd og tiltaksplikten i § 7 annet til fjerde ledd, og har kostnadsansvar etter bestemmelsen.”

Nu innehåller FL – i likhet med de flesta lagstiftningsregimer på detta område – en ventil mot orimliga konsekvenser av de stränga ansvarsreglerna. Omfattningen av ansvaret ska nämligen avgöras efter en skälighetsavvägning enligt 7 § 2 st. FL: ”Plikten etter dette ledd gjelder tiltak som står i et rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås.”. Lagtexten verkar närmast syfta till en avvägning mellan kostnaden för åtgärderna och miljöfaran, d.v.s. en bedömning av det miljömässigt motiverade i åtgärderna. Skrivningen bör emellertid även kunna användas för att undvika orimliga konsekvenser av det stränga markägaransvaret i andra avseenden, t.ex. om kraven skulle bli orimligt betungande för en enskild och ”oskyldig” husägare.[1048]

Sammanfattningsvis kan alltså sägas att det norska markägaransvaret är strängt; miljömyndigheten har i princip en möjlighet att välja mellan de adressater som anges i forurensningsloven, vilket innebär att markägaren kan bli adressat för kraven i de fall som förorenaren inte klart kan pekas ut eller är tillgänglig.[1049]

10.3.4 Markägaren som ansvarig endast i vissa fall

Den svenske markägarens ansvar i ”förvaringsfall” enligt miljöskyddslagen och miljöbalken är ett typiskt förvaltaransvar, om än inte heltäckande. Markägaren är skyldig att vidta de miljövårdsåtgärder som är motiverade med hänsyn till faran för spridning av föroreningarna från avfallet till den omgivande miljön. Hans ansvar täcker dock bara miljöfarlig markan-

[1046] Han exemplifierar med beslutet om Norsk Kausjon AS (Miljøverndepartementet 27/7-94; 93/4082 VA), se sid. 540f.
[1047] Bugge i Forureningsansvaret, sid. 541.
[1048] Det kongelige miljøverndepartementet, sid. 13. Se även Bugge i Forureningsansvaret, sid. 540f.
[1049] Det kan slutligen nämnas att även de civilrättsliga reglerna om ersättning för miljöskada i 8 kap. FL verkar vara strängare mot markägaren, jämfört med de svenska motsvarigheterna i 32 kap. MB. De svenska reglerna att markägaren bedrivit ”verksamhet” på sin fastighet för att bli skadeståndsskyldig (se ovan, avsnitt 10.2.2.2). Så är inte fallet med de norska reglerna, här räcker det med ett mer passivt innehav av fastigheten enligt följande beskrivning av ansvarssubjekten: ”*eier av fast eiendom*, gjenstand, anlegg eller virksomhet som volder forurensningsskade, er ansvarlig etter kapitlet her uten hensyn til egen skyld, dersom eieren også driver, bruker eller *innehar* eiendommen m.v.” (55 § FL, min kursiv).

vändning i form av ”förvaring”, vilket i rättspraxis har kommit att omfatta avfallshögar, gruvdeponier och kemikalier i tunnor, cisterner och liknande.[1050] Äldre rättspraxis är också präglad av att Koncessionsnämnden har betonat att kraven omfattar preventiva åtgärder. Andra fall, ”skadefall”, d.v.s. de situationer då belastningarna på fastigheten inte kan karakteriseras som ”förvaring”, omfattas inte. Exempel på detta är kontaminerad mark i anslutning till en impregneringsanläggning.

Den svenske markägarens ansvar i förvaringsfall skiljer sig också jämfört med ett renodlat förvaltaransvar genom att det i myndighetspraxis har tagits viss hänsyn till markägarens *subjektiva kunskap och position* i förhållande till avfallet och föroreningarna. Detta följer i och för sig redan av det faktum att det normalt sett är fråga om kända och synliga belastningar i förvaringsfallen; det är ju inte så lätt att gömma undan en gruvhög. Men denna kunskap är inte avgörande. Dels går det teoretiskt att tänka sig förvaringsfall där avfallet är dolt för markägaren.[1051] Dels omfattar hans ansvar inte andra former av föroreningar, oavsett hur välkända de är. Det har emellertid funnits en tendens att i förvaringsfallen väga in markägarens subjektiva ställning och kunskap i den skälighetsbedömning som görs i dessa sammanhang. Typexemplet på detta är KN B 31/91; här inverkade ju i skärpande riktning dels att fastighetsägarna hade känt till avfallet vid förvärvet av fastigheten, dels att de ha tagit en viss befattning med de tankvagnar som innehöll avfallet. Även om senare rättspraxis nog kan sägas gå mot ett allt strängare markägaransvar, har medvetenheten – eller ”borde-kunskapen” – spelat roll i andra avgöranden.

10.3.5 Slutsatser om förvaltaransvaret

Utifrån de exempel som givits ovan, menar jag följaktligen att det går att dela in ”förvaltaransvaret” i tre nivåer. Den första och mest renodlade nivån finns representerad i den tyska BbodchG. Här är markägaren *första rangens adressat* för miljövårdskraven och han kan inte freda sig med att han inte haft någon del i den förorenande verksamheten eller att han varit okunnig om belastningarna på fastigheten. Omfattningen av markägarens ansvar är också identiskt med förorenarens. I praktiken kommer därför miljömyndigheterna att i första hand rikta kraven mot honom. Markägaren får därefter söka förorenaren och andra åter för att få ut deras andelar av ansvaret.

Den andra nivån kan sägas representeras av de norska reglerna i forurensningsloven och de engelska i EPA Part IIA. Här bjuds i princip på ett lika strängt markägaransvar med den skillnaden att miljömyndigheten i *för-*

[1050] Avsnitt 2.2.4.
[1051] Se KN-beslutet om makarna B (KN B 249/94), avsnitt 2.2.4.1 ii).

sta hand måste söka förorenaren och hans associerade. Finns dessa inte tillgängliga blir dock markägaren adressat för miljövårdskraven. I den engelska lagstiftningen är dock markägarens ansvar något lindrigare.

De svenska reglerna i miljöbalken bjuder också på ett slags förvaltaransvar. Förutsättningarna är dock än mer begränsade. Markägaren är här adressat för kraven i förvaringsfall, men inte annars. I dessa fall omfattas hans skyldigheter sådana åtgärder som är motiverade med hänsyn till faran för framtida förorening (preventiva åtgärder). Åtgärderna ska dock också vara skäliga mot bakgrund av omständigheterna i det enskilda fallet, där hans *anknytning* till den förorenande verksamheten eller hans *subjektiva kunskaper* om föroreningarna i viss mån inverkar på ansvarets omfattning.

10.4 Förvärvsansvaret

10.4.1 Inledning

Med uttrycket ”förvärvsansvar” menar jag att den som övertar en förorenad fastighet med kunskap om dess miljöbelastningar därmed övertar vissa förvaltningsrättsliga plikter som är förenade med fastigheten. Den utlösande faktorn för ansvaret är i dessa fall inte ägandet av fastigheten, utan att förvärvet har skett på ett visst sätt. Denna konstruktion är vanlig bland de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden. Förutsättningarna för detta ansvar är förhållandevis lika från land till land. Däremot kan rättsverkningarna variera något, vilket illustreras nedan.

10.4.2 Att ”växa in i förorenarens ansvar” genom förvärv

I flera länder finns regler som medför att markägaren ”tar över” förorenarens ansvar om han förvärvar en förorenad fastighet under vissa omständigheter. Ett typiskt sådant exempel finns i 10 kapitlet miljöbalken. Enligt dessa regler är i första hand förorenaren efterbehandlingsansvarig. Om denne inte är tillgänglig, eller inte kan betala för sig, övergår ansvaret till den som äger den fastighet där det förorenade området, byggnaden eller anläggningen är belägen.[1052] Förutsättningarna för att fastighetsägarens ska ”ta över” ansvaret är två.[1053] Den första är att han förvärvat området efter ikraftträdandet av miljöbalken (den 1 januari 199). Den andra är att han vid köpet kände till – eller borde ha upptäckt – att det var förorenat. Det bör dock noteras att förvärvsansvaret enligt miljöbalken i främsta hand kommer att aktualiseras vid förvärv av industritomter och andra kommersiella fastigheter eftersom villaköparen endast svarar vid kunskap om föroreningarna.[1054]

10.4.3 ”Oskyldiga markägare”

I flera av de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden är markägaransvaret utformat motsatsvis, genom en definition av vilka markägare som är undantagna från ansvar. Detta sker vanligen genom en särskild skrivning om ”oskyldiga markägare”. I denna anges olika förutsättningar för sådan oskuld, däribland god tro vid förvärv av den förorenade fastigheten. Ett exempel på en sådan regel finns i den nederländska lagen om markskydd (Wbb).[1055] I likhet med många andra länders lagstiftning anges

[1052] Avsnitt 2.2.6.
[1053] 10 kap. 3 § MB och 15 § MBP.
[1054] 10 kap. 3 § 1 st. 2 men. MB.
[1055] Avsnitt 3.3.3.2

ansvarssubjekten i Wbb i två kretsar. I första hand ska förorenaren (verksamhetsutövaren) stå för nödvändig undersökning och efterbehandling.[1056] I andra hand ska markägaren svara för dessa åtgärder, med undantag för de som är ”oskyldiga”. Som sådan räknas den som inte varit associerad med förorenaren eller annars befattat sig med den förorenande verksamheten.[1057] Så långt är det fråga om ett utökat verksamhetsutövarbegrepp. Som ytterligare förutsättning för denna oskuld gäller emellertid också att markägaren vid förvärvet av fastigheten inte kände till, eller borde ha känt till, att den var förorenad. Denna undantagsregel i Wbb betyder dock inte att markägaren går helt fri miljörättsliga plikter, eftersom han ändå måste vidta tillfälliga åtgärder till skydd för omgivningen mot föroreningarna på fastigheten.

Som framgått av kapitel 5, fanns inget ”objektivt” markägaransvar i den traditionella miljölagstiftningen i Danmark. Genom 1994 års miljøerstatningslov och 1999 års jordforureningslov (JFL) infördes dock en undersöknings- och efterbehandlingsplikt för oljeföroreningar som härrör från oljetankar för uppvärmning. Till detta kommer att ”skyldiga markägare” inte omfattas av VTL-garantin i 1993 års værditaplov, vars regler nu är överförda till JFL. Denna garanti innebär en rätt för ägare av bostadshus att få till stånd förtida undersökning och efterbehandling av de föroreningar som finns på fastigheten och som har gjort att den blivit klassad som ”affaldsdepot” respektive V2-område.[1058] En förutsättning för att denna garanti ska kunna tas i anspråk är vidare att fastigheten förorenats före den 1 september 1993, då VTL trädde i kraft. Dessutom gäller garantin endast för ”oskyldiga markägare”; fastigheten måste ha förvärvats i förorenat skick och fastighetsägaren får ”ved erhvervelsen hverken vidste eller burde vide, at ejendommen var forurenet”.[1059]

10.4.4 Slutsatser om förvärvsansvaret

Ett ”förvärvsansvar” innebär att den som köper förorenad mark med kännedom eller ”borde-vetskap” om belastningarna där, blir adressat för miljövårdskraven eller drabbas av andra sanktioner. Den mest utpräglade formen återfinns i den svenska och den nederländska lagstiftningen där den ond-troende markägaren på så vis ”tar över” förorenarens plikt att undersöka och efterbehandla föroreningarna på fastigheten. I den senare regimen ingår förvärvsansvaret i en allmängiltig regel om undantag för ”oskyldiga markägare” som också förutsätter att han inte haft någon anknytning till förorenaren eller den förorenande verksamheten. En mildare form av

[1056] I sec. 43 Wbb anges denne person som ”the person whose acts have caused a site (…) .
[1057] Sec. 46 Wbb.
[1058] Avsnitt 5.1.3.3 (VTL) och 5.3.3.1 (JFL).
[1059] 27 § 1 st. JFL.

förvärvsansvar finns i den danska jordforureningsloven. Här blir rättsverkan av att en markägare betraktas som ”skyldig” inte att han växer in i ett ansvar, utan endast att han inte kommer i åtnjutande av sådan förtida, av samhället bekostad efterbehandling som följer av reglerna om ”værditap”.

Slutligen bör det observeras en skillnad mellan det svenska förvärvsansvaret jämfört med de nederländska och danska reglerna. Ansvarsregeln i miljöbalken gäller endast vid fastighetsköp som skett efter balkens ikraftträdande. I de andra regimerna finns ingen sådan tidsgräns. Förutsättningen för ”oskuld” i den nederländska och den danska lagstiftningen är att fastigheten förvärvats i god tro om föroreningarna – och det gäller alldeles oavsett när köpet skedde. Synsättet bygger på att den som med öppna eller ”halvslutna” ögon har köpt en förorenad fastighet får stå för de fulla konsekvenserna av sitt förvärv, även om dessa konsekvenser inte var klara för honom vid denna tidpunkt.

10.5 Värdeökningsbidrag

10.5.1 Inledning

Den fjärde och sista rättsliga konstruktionen för markägaransvar utgörs av reglerna om värdeökningsbidrag eller ”obehörig vinst”.[1060] Enligt dessa kan markägaren få stå för kostnaden för de åtgärder som motsvarar den nytta och det värde som dessa har för honom. Detta synsätt finns representerat i flera av de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden. I andra länder har man däremot inte velat godta en sådan regel.

10.5.2 Regler om obehörig vinst

Idén om markägarens obehöriga vinst i dessa sammanhang härrör ursprungligen från Nederländerna. En regel om ”ongerechtvardigde verrijking” har lång tradition inom nederländsk utomobligatorisk skadeståndsrätt och återfinns idag i 1992 års civillag.[1061] En påminnelse om denna regel infördes också från början i den förvaltningsrättsliga regleringen av förorenade marker; först i 1983 års tillfälliga lag (Ibs), och sedan i Wbb.[1062] Regeln har emellertid inte tillämpats i någon större utsträckning i ”rena fall”, d.v.s. mot passiva markägare.[1063] I avsaknad av Hoge Raads-avgöranden i denna fråga

[1060] Jag använder här uttrycket ”obehörig vinst” som synonym till det internationella begreppet ”unjust enrichement”. Begreppet är dock omtvistat i svensk rätt och täcker flera situationer. Enligt Karlgren (Karlgren 1982, sid. 12ff) kan ändå sägas att rättsinstitutet omfattar tre typfall. Den första gruppen omfattar (utomobligatoriska) fall då någon (A), utan stöd av avtal eller annan rättshandling, tillgodogör sig eller utnyttjar annans (B) egendom m.m. Den andra gruppen gäller de s.k. återgångsfallen; A tillgodogör sig något som rätteligen tillhör B men som han trodde sig ha rätt att disponera över enligt avtal (som sedermera visade sig vara ogiltigt av olika skäl). I den tredje gruppen är det istället B som är aktiv; han har – utan stöd av avtal – förbättrat A:s egendom och har därför ett ersättningskrav för dessa sina kostnader. Denna tredje grupp är väl den som bäst passar in på förevarande diskussion om ”värdeökningsbidrag” i lagstiftningen om förorenade områden. Även om Karlgrens exemplifiering är renodlat civilrättslig, tycker jag ändå att det är motiverat att använda uttrycket ”obehörig vinst” i dessa sammanhang.

[1061] Art. 6:4 Burgelijk Wetboek (BW).

[1062] Sec. 75(3) Wbb.

[1063] HR-avgörandet Gebroeders Jager (HR 24/5-94, TMA 1995 s. 156) rörde visserligen denna fråga, men då tillämpades bestämmelsen mot en förorenare i ett expropriationsmål. Här ansåg domstolen att företaget fick godta en lägre ersättning på grund av dess ansvar för den förorening som skedde mellan 1976 och 1989. Underrättsavgörandet Gemeente Sittard (Rb Maastricht 5/6-97, TMA 1997 s. 104) är emellertid ett exempel på att regeln använts mot en markägare som inte haft någon direkt anknytning till förorenaren. Istället hade kommunen (Sittard) köpt marken av förorenaren till fullt pris. Staten (provinsen) efterbehandlade området och krävde kommunen på ersättning, vilket domstolen godtog. Ersättningen fastställdes till prisskillnaden före och efter utförda åtgärder. I ett senare underrättsavgörande, Gas Center Heerenveen (Rb Leeuwarden 17/11-99, TMA 2000 s. 23) ansåg tingsrätten emellertid att jämförelsen skulle göras mellan det nya värdet och det pris som en gång erlagts för fastigheten. Se även Van Dort i TMA 1999 s. 189.

går debatten vidare i den nederländska doktrinen om regelns tillämplighet. Diskussionen gäller främst om den förutsätter aktivitet eller renodlad spekulation från markägarens sida, eller om det är tillräckligt att han har gjort en vinst på annans åtgärder.[1064] Dessa frågor kräver också onekligen ett svar, eftersom miljömyndigheterna under senare år har börjat använda sig av denna regel i ökad utsträckning.[1065]

Även den tyska Bodenschutzgesetz innehåller en bestämmelse om obehörig vinst. Regeln gäller ”value equalization” och är relativt utförlig; markägaren är skyldig att ersätta de allmänna medel som använts för att efterbehandla ett förorenat område i den mån som åtgärderna har resulterat i en icke försumbar värdeökning av fastigheten.[1066] Värdet på fastigheten ska beräknas som mellanskillnaden mellan dess värde i förorenat skick och dess värde när åtgärderna väl är utförda. Markägarens kostnadsbidrag kan dock inte överstiga summan av de allmänna medel som använts för att efterbehandla fastigheten. Kravet kan dock efterges om det skulle leda till orimliga resultat eller det annars ligger i det allmännas intresse. I andra fall har miljömyndigheten inte någon fri valrätt om man vill tillämpa regeln eller inte; den är tvingande på så vis att myndigheten måste söka dessa kostnader åter.[1067]

Den svenska miljöbalken innehåller två regler som är grundade på denna tankegång. Till att börja med finns en renodlade regel om kostnadsbidrag i 10 kap. 5 § MB. Den är utformad så att den som äger en fastighet som efterbehandlats kan – trots att han inte är ansvarig enligt de tidigare reglerna i kapitlet – åläggas att i skälig utsträckning svara för kostnader som motsvaras av den värdeökning på fastigheten som åtgärderna medför. Härigenom kan kostnadsbidrag krävas av den markägare som inte kan göras ansvarig därför att han köpt området före miljöbalkens ikraftträdande (och det inte är fråga om förvaringsfall), eller den markägare som fullgjort sin undersökningsplikt. Denna regel kompletteras av en regel om kostnadsbidrag för undersökningar av förorenade områden. Som utgångspunkt korresponderar undersökningsansvaret med efterbehandlingsansvaret enligt 10 kap. MB.[1068] Markägaren kan emellertid – trots att han inte är efterbehandlingsansvarig – åläggas att stå för kostnaderna för utredningen om det anses skäligt med hänsyn till hans personliga ekonomiska förhållanden och den nytta han kan förväntas ha av utredningen. Som redan nämnts i kapitel 2, kan detta vara fallet när föroren-

[1064] Chorus m.fl. anser att bestämmelsen i BW förutsätter aktivitet (sid. 109). Se vidare Simons-Vinckx i TMA 1997 s. 39.
[1065] För flera underrättsavgöranden, se TMA 98-3 s. 80, TMA 99-3 s. 98 och sid. 100 samt TMA 00-1 s. 23.
[1066] Sec. 25 BbodSchG.
[1067] Martens i EL 1998 sid. 176, se även Pape-Schillhorn i Legal aspects of soil pollution (Tyskland), sid. 176.
[1068] 10 kap. 8 §, jfr. med 10 kap. 2-4 §§ MB.

ingarna i området begränsar hans möjligheter att utnyttja fastigheten, eller att kan ha nytta av undersökningen i ett senare bygglovsärende.[1069]

10.5.3 Andra synsätt på värdeökning

I engelsk rätt saknas regler om obehörig vinst i dessa sammanhang. Det förefaller som att detta har att göra med ett allmänt synsätt inom fastighetsrätten som innebär att den som har förvärvat en fastighet får ta den som den är, inte som han förväntade sig att den skulle vara (den s.k. ”caveat emptor”-doktrinen). Den för fastighetsägaren förpliktande sidan av detta synsätt är det starka förvaltaransvar som präglar markägandet i Storbritannien. Den positiva sidan är att eventuella plusvärden som finns eller som uppstår i fastigheten också anses vara fastighetsägarens ensak. Med ett sådant synsätt blir utrymmet för en idé om värdeökningsbidrag litet.[1070] Möjligheten att det uppstår en situation där någon annans åtgärder resulterar i en värdeökning av fastigheten är emellertid inte stor i ett system med ett strängt markägaransvar som följer med fastigheten.

I Danmark behandlades frågan om ”uberettigad berigelse” i lagstiftningsarbetet inför jordforureningsloven. Här avvisades förslaget om en sådan regel, eftersom man ansåg att det skulle innebära att det infördes ett ”objektivt markägaransvar”, så att säga bakvägen.[1071] Man pekade också på att om en fastighet ökar i värde på grund av miljöåtgärder, beskattas denna värdeökning på två sätt. Dels beskattas själva värdeökningen som en inkomst, dels läggs fastighetens nya värde till grund för fastighetsbeskattningen.[1072]

10.5.4 Slutsatser om värdeökningsbidrag

En regel om obehörig vinst eller liknande är vanligt förekommande i de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden. I vissa länder finns detta synsätt redan etablerat i den traditionella skadeståndsrätten. I andra har en sådan regel ansetts vara av stor betydelse just på detta område och har därför införts i samband med senare tiders miljölagstiftning. Det finns även exempel på rättsordningar där detta synsätt har avvisats. Så är fallet med Storbritannien och motiveras där med att markägaren får stå för sin fastighet, på gott och på ont. Inte heller i Danmark har man velat acceptera en regel om obehörig vinst i dessa sammanhang. Här är emellertid motståndet snarast motiverat av en helt annan och motsatt inställning till markägarens ansvar

[1069] Avsnitt 2.2.8.
[1070] Intervju med Malcolm Grant, Cambridge 20/2-98.
[1071] Miljøstyrelsen nr. 2/1996, sid. 144f.
[1072] Miljøstyrelsen nr. 1/1995, avsnitt 13.

för sin fastighet, nämligen en motvilja mot ett objektivt markägaransvar. Den danska grundsynen utgår istället från att markägaren endast ska behöva svara för sina egna åtgärder och endast i den mån som dessa är oaktsamma i en skadeståndsrättslig betydelse. Som nämnts tidigare har denna syn modifierats något i senare tiders miljölagstiftning.

10.6 Diskussion

10.6.1 Inledning

I det avslutande avsnittet diskuterar jag närmare för- och nackdelar med de olika rättsliga konstruktionerna av markägaransvar. Jag inleder med frågan om ett sådant ansvar är förenligt med principen om att förorenaren ska betala (PPP). Därefter diskuterar jag närmare särskilt tre sidor av markägaransvaret; förvaltaransvaret, förvärvsansvaret och värdeökningsbidraget.

10.6.2 Markägaransvaret och PPP

En första och ordagrann läsning av principen om att förorenaren ska betala (PPP) betyder att det är *förorenaren och ingen annan* som ska betala för de preventiva och reparativa åtgärder som är motiverade av den fara för människor och miljö som en verksamhet medför. Utifrån denna inställning kan flera av de rättsliga konstruktioner av markägaransvar som redovisats ovan ifrågasättas. Detta gäller dock knappast den första av dessa konstruktioner. Att markägaren som varit alltför nära knuten till förorenaren eller den förorenande verksamheten får svara för dessa miljövårdsåtgärder bör således inte möta några invändningar, lika lite som det ansvar som följer på hans egna åtgärder med förorenad mark. I dessa fall jämställs markägaren med förorenaren. När det emellertid gäller de tre övriga rättsliga konstruktionerna som medför markägaransvar – förvaltaransvaret, förvärvsansvaret och värdeökningsbidrag – kännetecknas de av att han själv inte gör någonting som orsakar eller förvärrar föroreningarna i ett område. Detta ”passiva ansvar” kan vid första påseende anses strida mot PPP, något som bl.a. har hävdats i den danska debatten på området.[1073] Jag menar emellertid att detta är en alltför snäv förståelse av principen.

För det första råder det samstämmighet i den internationella debatten om att PPP på ett allmänt plan inte ska förstås ordagrant, då detta skulle leda till en mängd oacceptabla konsekvenser.[1074] Principen anses vara en huvudregel som kan frångås av flera skäl, som dock bör begrundas särskilt.[1075] Detta är ett tema som bl.a. har utvecklas av Bugge.[1076] Eftersom mina åsikter i denna fråga ligger nära hans, inleder jag med att något närmare redogöra för dessa:

[1073] Se Folketingets ombudsman yttrande över den s.k. Handelsselskabs-saken, avsnitt 5.2.3.2 (FOB 1993 s. 191, på sid. 201ff). Under tidigt 1990-tal uttalade även Basse tveksamheter inför ett alltför strängt ansvar för markägare eftersom det kan resultera i att miljömyndigheterna vänder sig mot denne, istället för förorenaren (se Basses kritik av Østre Landsrets dom i Rockwool-saken 1990 (ovan, avsnitt 5.2.2.1) i UfR 1991B s. 409, på sid. 411).
[1074] Avsnitt 1.3.3.3.
[1075] Bugge i Foruresningsansvaret, sid. 188 med flera referenser (not 566).
[1076] Bugge i avhandlingen Forurensningsansvaret från 1999.

Bugge menar att den norska forurensningsloven ger uttryck för ett strängt markägaransvar och att detta inte kan sägas strida mot PPP. Han menar att denna princip inte bör förstås på så vis att den utesluter andra adressater för miljövårdskraven än förorenaren.[1077] Istället uttalar han som sin åsikt:[1078]

> ”Den alminnelige forståelse er etter min mening at det er mange aktører – og mange ledd i en kjede av forhold som fører til en forurensning – som i tråd med FSB kan være adressat for pålegg og bli ansvarlig for skader som inntrer.”.

Enligt Bugge är PPP som utgångspunkt en ekonomisk effektivitetsprincip. Den har dock i sin praktiska användning i huvudsak blivit en ledstjärna för fördelning av samhälleliga kostnader för miljöskydd. Principen har inte varit möjlig att använda i sin renodlade form utan blivit nödvändig att modifiera med hänsyn till olika intressen. Det är därför, enligt Bugge, riktigt att kännetecknа PPP som en ”miljöpolitisk målsättningsprincip” som måste tillåtas variera med hänsyn till de olika situationer och de olika uppgifter som lagstiftaren ställs inför. Av denna orsak är det tillåtet att rikta kraven mot någon annan än förorenaren om det är samhällsekonomiskt effektivt och om informationsskäl och transaktionskostnadsskäl talar härför.[1079]

När det gäller förorenade områden menar Bugge att flera faktorer kan tala för att rikta kraven mot markägaren. En sådan ordning är riktig från *förenklingssynpunkt*; miljömyndigheten ska inte behöva använda resurser för att utreda det underliggande ansvarsförhållandet, vilket kan vara en omöjlig uppgift. Myndigheten bör istället ha en valrätt mellan olika adressater och kunna vända sig mot den som är enklast att nå. Komplicerade ansvarsfrågor bör lösas regressvis genom att markägaren söker förorenaren åter. Markägaren är vidare den som har *rådighet* över det område som ska undersökas och efterbehandlas.[1080] Även *intressehänsyn* kan tala för att markägaren är rätt adressat, eftersom det är han som normalt njuter fördelarna av dessa åtgärder. En rimlighetsbedömning måste dock alltid göras för att undvika oskäliga konsekvenser av ett strängt markägaransvar. Sådana kan vara att det blir alltför betungande för markägaren att bära ansvaret, att han köpt fastigheten ovetande om dess belastningar och kanske till fullt pris m.m. Bugge menar dock att utgångspunkten bör kunna vara att fastighetsägaren är rätt adressat, om det inte är klart att någon annan disponerar över egendomen eller verksamheten. Denna ordning verkar också preventivt eftersom den befrämjar såväl försiktighet vid fastighetsöverlåtelsen som miljörevision. I

[1077] A.a. sid. 186, även sid. 540 (not 1635).
[1078] A.a. sid. 187. FSB, som är den norska översättningen av PPP, står för ”Forurenseren Skal Betale”.
[1079] A.a. sid. 188.
[1080] A.a. flerstädes, bl.a. på sid. 539ff och sid. 589.

längden innebär den därför att det blir förorenaren som får stå för miljövårdskraven då han endast kan sälja den skadade fastigheten till ett motsvarande lägre pris.

10.6.3 Utgångspunkter för diskussionen om markägaransvaret

I likhet med Bugge förespråkar jag ett strängt markägaransvar för förorenade områden i den betydelsen att miljömyndigheterna bör ha en vid möjlighet att vända sig mot markägaren som adressat för miljövårdskraven. Skälen för min inställning har främst att göra med miljövårdseffektivitet, sett ur tre olika synvinklar.

Den första är ur miljömyndighetens synvinkel; att rikta kraven mot markägaren är oftast den enklaste vägen att gå. Det är vare sig rimligt eller i många fall ens möjligt för myndigheten att utreda komplicerade och underliggande ansvarsförhållanden mellan olika verksamhetsutövare, företag och andra inblandade. Därför bör markägaren vara adressat för miljövårdskraven i den mån det inte är alldeles klart att förorenaren finns tillgänglig och kan stå för kraven.

Att rikta kraven mot markägaren är också effektivt på så vis att det är han som råder över fastigheten och som också blir kvar med den, efter utförd efterbehandling. Det är också markägaren som njuter eventuella fördelar och värdeökning av dessa åtgärder. Därtill kommer att han, bättre än andra, känner till den bakomliggande verksamhets- och föroreningshistorien. På så vis har han bättre förutsättningar att kunna ställa återkrav mot övriga ansvariga. Att lagstiftningen därvid måste anpassas för att underlätta en sådan talan, har jag redan berört i kapitel 8.[1081]

Det starkaste skälet för ett strängt markägaransvar är emellertid att det *indirekt* leder till att efterbehandlingskostnaderna i slutänden hamnar på förorenaren. En omedelbar effekt av ett strängt markägaransvar är nämligen att fastighetsmarknaden reagerar med stor försiktighet vid överlåtelser av fastigheter som typiskt sett kan vara förorenade. Detta är en tydlig effekt i de länder som har infört sådana regler och effekten har också en tendens att sprida sig i takt med fastighetsmarknadens internationalisering. De företag som är införstådda med att vidta omfattande utredningar och undersökningar inför förvärv av industritomter i sina hemländer, blir knappast mindre försiktiga när de kommer till ett annat land. I längden kommer denna ordning att medföra att förorenaren får svårare att fly undan det ansvar som är förenat med sådana områden, antingen det sker genom att han tvingas att efterbehandla fastigheten eller slå av på priset vid försäljning. Denna effekt underlättas också om det stränga markägaransvaret kompletteras med en

[1081] Avsnitt 8.3.5.2.

fortlöpande skyldighet för förorenande verksamheter att undersöka verksamhetsområdena (s.k. ”baseline studies”).[1082] Bedrivs den förorenande verksamheten på arrenderad mark, kommer motsvarande effekter att påverka uppgörelsen mellan förorenaren (arrendatorn) och markägaren.

Sammantaget menar jag att en lagstiftningsregim om förorenade områden bör innehålla ett strängt – men subsidiärt – markägaransvar. Jag menar att det är ett effektivt sätt att se till att kostnaden för att åtgärda dessa områden i slutändan hamnar hos förorenaren. Det är följaktligen ett *indirekt* sätt att leva upp till PPP. Det är också en lösning som medför att dessa kostnader inte hamnar på det allmänna. Som framgått av tidigare kapitel, är detta också den slutsats som dragits i de flesta länder som ägnat intresse åt miljöproblemet med förorenade områden. I detta sammanhang träder Danmark fram som det undantag som bekräftar regeln. Att det tidigare danska rättsläget erbjöd goda tillfällen till ansvarsflykt illustrerades bl.a. i Handelselskabs-saken som nämndes i föregående avsnitt. Inom den juridiska litteraturen råder det också – även här med viss reservation för situationen i Danmark – samstämmighet om att ett strängt markägaransvar är en förutsättning för en miljövårdseffektiv rättslig reglering på detta område. Det kan i detta sammanhang vara värt att notera att den flamländska lagstiftningen är framtagen efter den modell som 1996 utarbetades av en grupp ledande rättsvetenskapsmän på miljöområdet med Bocken i spetsen.[1083] Många författare har dessutom efterlyst ännu strängare regler för markägare i dessa sammanhang. Så kritiserar t.ex. Jones den nya engelska regleringen i EPA Part IIA som alltför svag i detta avseende när han ställer frågan retoriskt:[1084]

> ”…whether a preferable approach would not have been for public authority action in this context to be focused primarily upon present owners/occupiers, leaving to them any secondary contractual or other private law redress as may exist and be demonstrable against any polluters. Such an approach might seem to cast burdens somewhat fairly, and might impose less burdens of investigations upon enforcing authorities. To that extent it might have produced a scheme more readily workable than may be found to be the case with the imminent new regime. Such an alternative scheme would certainly be a less direct implementation of the “polluter pays principle”: but, if, in addition to considerations of basic equity, such an arrangement were more effectively to deal with contaminated sites, this should be regarded as no objection.”

I slutet av detta citat tar Jones upp frågan om ett strängt markägaransvar strider mot PPP. Han delar Bugges uppfattning om att det visserligen är mindre förenligt med principen i dess renodlade form, men att detta avsteg

[1082] Avsnitt 7.5.3.3.
[1083] Den s.k. ”Interuniversity commission for the revision of the environmental law in the Flemish region”, se Bocken & Ryckbost 1996.
[1084] Jones i Legal aspects of soil pollution (Storbritannien), sid. 231f.

uppvägs av hänsyn till miljövårdseffektiviteten. Som nämnts ovan, är jag här ense med såväl Bugge som Jones i deras grundinställning i denna fråga. Man bör dock hålla terminologin klar på så vis att markägaren i dessa situationer inte ska betecknas som förorenare. Inte desto mindre finns starka argument för ett system som styr de rättsliga plikterna till markägaren, främst från kontroll- och effektivitetssynpunkt. På så vis är det enligt min uppfattning riktigt att påstå att *ett strängt markägaransvar befrämjar PPP*. Till detta kommer att man kan argumentera för att den viktigaste av de rättsliga konstruktioner som medför markägaransvar – förvaltaransvaret – är ett utflöde av PPP. I dessa fall är det ju markägarens bristande uppmärksamhet och uteblivna åtgärder med de föroreningar som finns på hans fastighet som utlöser ansvaret. På så vis kan han, genom sin underlåtenhet med att vidta preventiva åtgärder med hänsyn till miljön, bli förorenare i mer direkt bemärkelse, om än jämsides eller underställd den ursprunglige förorenaren.

Jag förespråkar alltså ett strängt markägaransvar i den betydelsen att miljömyndigheten bör ha möjlighet att adressera miljövårdskraven till markägaren om det inte är klart att förorenaren finns tillgänglig. En sådan ordning menar jag har övervägande fördelar. Det finns emellertid också nackdelar, varav den största är faran för ”herrelösa fastigheter”. Sådana kan uppkomma på olika sätt. Ett är att konkurslagstiftningen ger en uttrycklig rätt för konkursförvaltaren att överge sådan egendom som saknar värde eller som utgör en belastning i boet. En sådan rätt att ”abandonera” egendom finns bl.a. i Tyskland och Norge.[1085] Herrelösa fastigheter kan dock uppkomma även i länder där det saknas uttrycklig abandoneringsrätt. I Sverige sker detta genom att den belastade fastigheten ”blir över” när en juridisk person upphör efter konkurs.[1086] Vad som därefter gäller får sägas vara oklart.

En fördjupning i denna fråga ligger utanför denna studie. På ett allmänt plan kan det emellertid sägas att det finns en viss risk för att antalet herrelösa fastigheter kan komma att öka i takt med att uppmärksamheten kring förorenade områden fokuseras på markägarens ansvar. En lagstiftningsregim om förorenade områden måste därför ta ställning till vad som ska gälla. Denna reglering bör dock kompletteras med instrument som syftar till att undvika att dessa situationer över huvud taget uppstår. Detta sker enklast genom ett klargörande av vad som gäller för ansvaret i konkurs. Som jag har utvecklat på annat håll, kan detta ske genom ändringar i förmånsrättsordnin-

[1085] Se Falkanger & Kjelstrup på sid. 192, 199 samt avsnitt 3.5.
[1086] För de närmare turerna som leder fram till att en fastighet i konkurs blir herrelös, se Darpö 1994, avsnitt 3.6.2.

gen eller i form av en allmängiltig skyldighet för konkursförvaltare att vidta vissa undersöknings- och efterbehandlingsåtgärder i konkursen.[1087]

Med detta sagt återvänder jag till markägaransvaret. I de avsnitt som följer redogör jag för vad min inställning innebär för de olika rättsliga konstruktionerna som medför markägaransvar.

10.6.4 Den närmare utformningen av markägaransvaret

10.6.4.1 Förvaltaransvar eller förvärvsansvar?

Den mest grundläggande formen av markägaransvar är förvaltaransvaret. Den bakomliggande tanken är att markägaren bör se till att sådant som han har på sin fastighet inte orsakar skada i omgivningen. Ett sådant synsätt finns representerat i mer eller mindre renodlad form i de flesta länder som jag har studerat, antingen i den traditionella skadeståndsrätten, eller i den förvaltningsrättsliga regleringen av förorenade marker. Det är fråga om ett ansvar för fastigheten i skick som den är, oavsett om belastningarna tidigare var okända, miljöriskerna otillräckligt utredda eller kraven i miljölagstiftningen under utveckling. På så vis liknar detta markägaransvar det som gäller för en bilägare; han köpte bilen i det skick som den var och det är hans skyldighet att fortlöpande se till att den håller det lagliga måttet, även om detta mått ändras från en tid till en annan. Jag menar att denna allmänna förvaltartanke också är giltig när det gäller förorenade områden och den bör utvecklas ytterligare med hänsyn till det särskilda miljöproblemet. Min utgångspunkt är alltså ett allmängiltigt förvaltaransvar, likt det som gäller enligt miljöbalken för förvaringsfall, men tillämpligt på alla slags föroreningar i mark, vatten, byggnader och anläggningar.

En vanlig ordning är att markägaransvaret är underställt förorenarens. Detta är fallet med den nederländska regleringen, liksom den engelska och svenska. I andra länder, såsom Tyskland, är ansvaret jämställt mellan markägaren och förorenaren. Den praktiska effekten av denna senare ordning har blivit att miljömyndigheten främst vänder sig mot markägarna med sina krav. Detta menar jag för alltför långt bort från principen om att förorenaren ska betala. Med utgångspunkt från en ordning som bygger på att det i första hand är en myndighetsuppgift att bevaka det allmänna intresset av en god miljö, bör myndigheten också vara skyldig att främst adressera kraven mot den ursprunglige förorenaren. Under vissa förutsättningar bör dock miljömyndigheten i stället få vända sig mot markägaren. Den ordning som anvisas i den engelska och i den svenska lagstiftningsregimen på området är enligt min uppfattning lämplig i denna del. Kravet på myndigheten

[1087] Se Darpö: Insolvensrättsligt forum, på sid. 114ff samt Darpö i SvJT 2000 s.481, avsnitt 4 och 5.

är att den kan visa att förorenaren inte är tillgänglig för kraven genom att peka på att verksamhetsutövaren inte längre existerar som fysisk eller juridisk person, eller är i dokumenterad avsaknad av betalningsförmåga för stunden.

10.6.4.2 Omfattningen av ansvaret

Som framgått ovan är ett av huvudmotiven för ett strängt markägaransvar att motverka ansvarsflykt. Av detta skäl är det viktigt att markägarens ansvar är lika omfattande som förorenarens. Syftet uppnås ju bara om markägaren ”steps in the polluter’s shoes”. Ett andra huvudmotiv till ett strängt markägaransvar är att befrämja en miljömässig förvaltning av fastigheten av hänsyn omgivningen. Dessa två motiv ger en viss skillnad i perspektivet på markägaransvaret i några avseenden som bör kommenteras. Det första gäller den geografiska avgränsningen av markägarens ansvar. Ansvarsflyktsmotivet talar för att markägarens ansvar bör omfatta samma geografiska område som förorenarens, d.v.s. såväl den fastighet där verksamheten bedrevs eller utsläppen skedde (kärnområdet), som de omgivande fastigheterna i påverkansområdet.[1088] Den andra aspekten gäller omfattningen av ansvaret, vilka slags åtgärder som kan krävas. Ansvarsflyktsmotivet talar här för att markägaren bör kunna åläggas att utföra samma slags åtgärder som förorenaren, d.v.s. såväl reparativa som preventiva. Förvaltartanken leder till andra slutsatser; markägaren har då endast ansvar för sin egen fastighet och kan endast åläggas preventiva åtgärder.

Skillnaderna i synsätt är emellertid inte stor och de bör enligt min uppfattning kunna sammanjämkas till en helhetssyn på markägaransvaret. Vid formuleringen av en sådan är det viktigt att betona riskvärderingsperspektivet; det gäller att bedöma vad slags åtgärder som behövs för att undvika skador på människor och miljö inför framtiden. Detta perspektiv kan motivera att efterbehandlingsåtgärder utförs såväl på den fastighet där verksamheten bedrevs eller utsläppet skedde, som omgivande fastigheter i påverkansområdet. Förorenarens ansvar täcker de miljömässigt motiverade åtgärderna i samtliga dessa områden. När det emellertid gäller markägarens ansvar bör det som utgångspunkt endast täcka den egna fastigheten. Om därför en fastighet i påverkansområdet ägs av en annan (B) än den som äger kärnområdet (A), vilar ansvaret på denne B. A:s ansvar är i denna situation att se till så att föroreningarna inte sprids ytterligare i påverkansområdet, d.v.s. att vidta preventiva åtgärder inför framtiden. Det ansvar som hamnar på B är att vidta motsvarande åtgärder med avseende på de föroreningarna som har spridits till hans fastighet. Han är också i stort behov av en lättillgänglig ordning för att ställa krav på A så att hans fastighet inte blir

[1088] För dessa uttryck, se avsnitt 7.2.3.

ytterligare försämrad och därför hans börda större. En skälighetsregel för att undvika orimliga konsekvenser av det stränga markägaransvaret kan nog också förväntas ge större utslag i mildrande riktning för B.

Denna skälighetsregel bör dock ha en annan utformning än den som gäller för förorenaren, vilket i sin tur påverkar omfattningen av ansvaret. Bedömningen av omfattningen av markägarens ansvar bör främst ta sikte på det miljömässiga motiverade i åtgärderna. Individuella faktorer kopplade till föroreningen eller förorenaren är inte relevanta i detta sammanhang; det som ska bedömas är vad som krävs inför framtiden med hänsyn till miljön. Har det därvid konstaterats att efterbehandlingsåtgärder är nödvändiga för att skydda människor och miljö, bör det normalt vara skäligt att markägaren får stå för dessa. Undantag från denna huvudregel bör endast göras vid ”hardship”, d.v.s. om kraven skulle föra med sig orimliga ekonomiska konsekvenser i det enskilda fallet (se nästa avsnitt). Detta innebär enligt min mening att markägarens ansvar i vissa situationer rent av kan bli strängare än förorenarens. Det går ju att tänka sig att kraven på den senare slås av något, exempelvis därför att föroreningen skedde före tillkomsten av den moderna miljörätten (tidsfaktorn). Med hänsyn till att det var länge sedan som verksamheten bedrevs eller utsläppen skedde kan det anses som skäligt att han står för hälften av de miljömässigt motiverade kostnaderna. Tidsfaktorn bör emellertid inte alls inverka på markägarens preventiva skyldigheter. Är förorenaren tillgänglig i en sådan situation, bör alltså ansvaret kunna fördelas mellan de två. På så vis får markägaren stå för den del som dragits av från förorenaren, i detta fall halva kostnaden enligt ovan. Jag tror att man bör vara öppen för att en sådan fördelning av ansvaret mellan förorenaren och markägaren kan vara både lämplig och nödvändig i många andra situationer.

10.6.4.3 Förvärvsregeln

Med ett allmängiltigt och strängt förvaltaransvar minskar behovet av en förvärvsregel. Eftersom förvaltaransvaret avser förhållandena här och nu, spelar det följaktligen mindre roll hur och när området förvärvades. Det kan emellertid förekomma tillfällen då det ändå är motiverat med en förvärvsregel som ingår i en undantagsbestämmelse för ”oskyldiga markägare”. Detta återkommer jag emellertid till i nästa avsnitt. Men som sagt, ett allmängiltigt förvaltaransvar gör en förvärvsregel mindre behövlig, vilket förenklar regleringen. Det för också med sig den fördelen att man undviker de problem som är förenade med att knyta en rättslig effekt till överlåtelsen av fastigheter. Detta problem illustreras tydligt i den svenska förvärvsregeln i miljöbalken, som ju avser förvärv som skett efter utgången av 1998. Lagtexten i 10 kap. 3 § MB definierar nämligen inte närmare vad som avses med ”förvärv” av en fastighet. Ett sådant kan ske genom att förvärvet avser fastigheten i sig, eller att det avser andelar eller aktier i en juridisk person som i sin tur äger en

fastighet. Om endast den förra formen av förvärv träffas av regeln, kan den i själva verket uppmuntra till att förorenade fastigheter ”sätts på bolag” för att undvika miljöansvar. Det går visserligen att tänka sig vid tolkning av regeln så att alla slags självständiga förvärv av en fastighet inkluderas i regeln. Lagtexten och förarbetena till miljöbalken ger emellertid inte mycket stöd för en sådan tankegång och regeln borde därför reformeras i denna riktning. Det är dock mycket svårt att ge en heltäckande definition av alla de situationer som bör täckas av en förvärvsregel. Detta illustreras av de flamländska försöken i Bodemsaneringsdecreet, där man bl.a. har försökt att bestämma när ett långtidsarrende blir att betrakta som förvärv. En sådan regel blir med nödvändighet mycket komplex och manar knappast till efterföljd.[1089]

10.6.5 Undantag för ”oskyldiga markägare”?

10.6.5.1 Markägaransvar och försäkringar

De flesta lagstiftningsregimer på detta område innehåller någon form av uttryckligt undantag från ansvar för ”oskyldiga markägare”. De regimer som inte innehåller någon sådan regel – t.ex. den engelska EPA Part IIA – har istället en allmän regel om ”hardship”. Enligt min uppfattning bör det vara möjligt att kombinera de båda regeltyperna.

Jag har vid upprepade tillfällen i studien i kritiska ordalag pekat på frånvaron av markägaransvar inom den traditionella miljörätten i Danmark. Den danska rättsliga diskussionen har också i stor utsträckning handlat om värnet av den lille husägaren. Å ena sidan kan kanske sägas att detta har drabbat de motstående miljöintressena. Å andra sidan har denna diskussion om lagstiftningens utformning lett till lösningar som jag menar är väl värda att ta efter. Här tänker jag på förhållandet mellan ansvar och försäkringar. De orimliga effekterna för enskilda fastighetsägare kan nämligen till stor del undvikas om ansvarsreglerna utformas efter möjligheterna till försäkringar på detta område. Så har det sedan länge varit möjligt för småhusägare i Danmark att täcka sitt miljöansvar i den vanliga villaförsäkringen.[1090] Som Basse har visat innebar det stränga markägaransvaret före Højesterets avgörande i Rockwool-målet[1091] att försäkringsbolagen stod för den nödvändiga undersökningen och efterbehandlingen vid oljeföroreningar av dessa fastigheter.[1092] Effekten av domen – som ju innebar att markägarna i praktiken sällan behövde stå för dessa åtgärder – blev att föroreningarna istället förblev

[1089] Sec. 2,18 BSD, se Deketelaere & Deketelaere i Legal aspects of soil pollution (Belgien), sid. 50. En svensk och likaledes komplicerad motsvarighet till denna regel återfinns i lagen (1975:1132) om förvärv av hyresfastigheter.
[1090] Intervju Claus Tønnesen, Rådet for Dansk Forsikring og Pension, Köpenhamn 17/11-98.
[1091] Avsnitt 5.2.2.1
[1092] Basse i EL 1998 s. 180.

liggande. Den myndighetspraxis som därefter följde innebar att de endast ingrep om föroreningarna utgjorde ett akut hot mot dricksvattenförsörjningen.[1093] Med jordforureningsloven har den danske lagstiftaren återinfört det objektiva markägaransvaret i viss utsträckning, samt kompletterat det med en korresponderande, obligatorisk försäkringsskyldighet. En sådan lösning förefaller både möjlig och lämplig att genomföra i större utsträckning. Därmed bör också behovet av en särskild skyddsregel till förmån för oskyldiga markägare minska.

10.6.5.2 Andra kombinationsmöjligheter

Den danska debatten har även innehållit förslag till andra lösningar som varit intressanta. I folketingsdiskussionen inför jordforureningsloven förekom exempelvis ett förslag om att fastighetsskatten för förorenade fastigheter inte skulle minskas när dessa belastningar blev kända, utan istället reserveras för efterbehandlingsåtgärder. Enligt förslagsställarna skulle en sådan ordning stimulera till sådana miljövårdsåtgärder som tar lång tid men som är mindre kostbara, exempelvis kompostering och elektrolytisk behandling av tungmetaller.[1094]

Det behov av skydd för den enskilde markägaren som kan motiveras av att det kan finnas ansvar som inte är möjligt att försäkra sig mot eller går att lösa på annat sätt, bör kunna lösas inom ramen för en allmän regel om ”hardship”. Det går även att tänka sig en ordning med strängt markägaransvar som kompletteras med en möjlighet för husägare att få bidrag av allmänna medel till miljövårdsåtgärderna. Likt de danska reglerna bör dessa bidrag emellertid inte ges till den markägare som visste – eller borde ha upptäckt – att fastigheten var förorenad. Detsamma bör gälla om man väljer en försäkrings- eller fondlösning som är subsidiär till förorenarens ansvar.[1095] Risken är annars att förorenaren säljer ut den skadade fastigheten och därmed låter miljövårdsåtgärderna bekostas av de gemensamma medlen (bidrag, fond eller försäkring).

10.6.5.3 Tidsperspektivet

Slutligen vill jag lyfta fram en fråga som har med tidsperspektivet att göra och därför tangerar ämnet för nästa kapitel. Efter vad jag har funnit, är reglerna om ”oskyldiga markägare” i de olika ländernas lagstiftning på detta område utformad efter en och mycket liknande modell; oskyldig är den som

[1093] Intervju Pouel Pedersen, 16/11-98.

[1094] Förslag av det danska partiet ”Enhedslisten”, som f.ö. röstade mot JFL p.g.a. lagens påstådda låga miljöambitioner. Se Miljø- og Planlægningsutvalgets betænkning over JFL (L 183 – bilag 83), avgivet den 20 maj 2000, på sid. 7.

[1095] Alltså en lösning lik den svenska saneringsförsäkringen (avsnitt 2.2.10), men med ett betydligt bredare angreppssätt, såväl när det gäller tidsmässiga avgränsningen av ansvaret, som vilka slags åtgärder som omfattas.

inte är associerad med förorenaren, inte har befattat sig med föroreningarna eller inte kände till dessa, inbegripet borde-vetskap. Tidpunkten för denna kunskap är *vid förvärvet*, oavsett när detta skedde. Betydelsen av detta är att markägarens kunskap om föroreningarna är belastande, även om förvärvet skedde före den aktuella regeln började gälla. I detta avseende är den svenska regleringen i miljöbalken annorlunda än många av de andra lagstiftningsregimerna eftersom den stadgar att förvärvet måste ha skett efter ikraftträdandet av balken.[1096] Det gängse europeiska synsättet är istället att om markägaren har känt till de rätta förhållandena får han stå sitt kast, även om de rättsliga effekterna av föroreningarna har förändrats från en tid till en annan. Detta är en lösning som ansetts rimlig i flera lagstiftningsregimer, åtminstone för de fall som förvärven har skett efter introduktionen av den moderna miljörätten.[1097] Jag menar att detta synsätt är rimligt och de eventuella rättsföljder som knyts till begreppet ”oskyldiga markägare” bör följaktligen ansluta till detta. Detta bör gälla oavsett om man diskuterar en regel om undantag från ansvar, en bidragsregel eller motsvarande.

10.6.6 Kostnadsbidrag för värdeökning

En regel om kostnadsbidrag för värdeökning är enligt min mening av stor betydelse i en lagstiftningsregim om förorenade områden. Undersökning och efterbehandling av förorenade områden har ofta stor effekt på värdet på de fastigheter som berörs och även på de omgivande. Om dessa åtgärder utförs av någon annan än markägaren – t.ex. förorenaren eller miljömyndigheten – bör utgångspunkten vara en ordning som möjliggör att markägaren får bidra till dessa åtgärder i den mån de har resulterat i en värdeökning på fastigheten.

Med tanke på den osäkerhet som finns när det gäller att värdera fastigheter, bör emellertid en sådan regel om ”obehörig vinst” formuleras med försiktighet. Det måste ligga på den som påstår värdeökning att också kunna visa på denna effekt. Typiskt sett bör regeln främst omfatta fastigheter som omsätts yrkesmässigt eller när det är fråga om områden som står inför exploatering.

Någon tidsgräns för denna typ av regel kan inte ges. Den ”obehöriga vinsten” ska beräknas utifrån den värdestegring som skett efter det att efterbehandlingen är utförd. Märk dock att ”värdeökningen” på fastigheten kan beräknas på två sätt. Det ena är att jämföra det nya värdet med det som en gång betalades för fastigheten, med avgång för sådan värdeutveckling som beror på andra omständigheter. Med detta beräkningssätt kommer knappast

[1096] Avsnitt 2.2.7.
[1097] Se exempelvis avsnitt 3.3.5 för Nederländerna (förvärv som skett efter 1974) och avsnitt 6.2.3 för Belgien (förvärv efter 1992).

någon värdeökning ha skett på grund av miljövårdsåtgärder i de fall som fastighetsägaren erlagt fullt pris efter att ha fullgjort sin undersökningsplikt; först har värdet på fastigheten sjunkit (efter upptäckten av föroreningarna), och därefter återgått till sin ”gamla” nivå. Med ett sådant beräkningssätt kommer regeln främst att kunna tillämpas när någon förvärvat en förorenad fastighet med öppna ögon och priset också varit anpassat efter detta. Ett annat och enligt min mening rimligare sätt att beräkna sådan värdeökning som kan grunda krav på kostnadsbidrag från fastighetsägaren är att göra som i den tyska jordskyddslagen (BbodSchG); jämförelsen avser helt enkelt värdet före respektive efter utförda miljövårdsåtgärder och bidraget kan aldrig vara högre än kostnaderna för dessa åtgärder. Det bör emellertid observeras att eftersom jag förespråkar ett vittgående förvaltaransvar blir utrymmet för en regel om värdeökningsbidrag relativt begränsat.

10.7 Sammanfattning av diskussionen

Kapitlet diskuterar fyra rättsliga konstruktioner kring förorenade områden som medför markägaransvar.

Markägarens ansvar och skyldigheter

För det första kan markägaren bli jämställd med förorenaren på grund av sin nära anknytning till denne eller verksamheten. Detta har belysts ovan genom exempel på regler som träffar markägaren när han med öppna ögon tillåter en förorening eller när förhållandet mellan honom och verksamhetsutövaren är mycket nära (anknytningsfallen).

För det andra finns en stark rättslig tradition i många länder som innebär att markägaren måste se till att det som han har på sina ägor – inbegripet föroreningar – inte vållar olägenheter i omgivningen. Detta kan man kalla ett förvaltaransvar. Förvaltaransvaret kan sägas finnas i tre nivåer. I den översta är markägaren första rangens adressat för miljövårdskraven och han kan inte freda sig med att han inte haft någon del i den förorenande verksamheten eller att han varit okunnig om belastningarna på fastigheten. Omfattningen av markägarens ansvar är också identiskt med förorenarens. Den andra nivån utgörs av de lagstiftningsregimer på området som utgår från att miljömyndigheterna i första hand måste söka förorenaren och hans associerade. Finns dessa inte tillgängliga blir dock markägaren den rätte adressaten för miljövårdskraven. En tredje och lägre nivå utgörs av de regimer där markägaren blir ansvarig i vissa fall, t.ex. för förvaring på fastigheten som orsakat föroreningar i området. Detta ansvar är ofta preventivt på så vis att det omfattar att vidta åtgärder för att motverka en framtida risk för människor och miljö.

För det tredje kan markägaren ”ta över” förorenarens ansvar genom att – medvetet eller oaktsamt – förvärva en förorenad fastighet. Denna konstruktion är ofta utformad som direkt markägaransvar med undantag för den är ”oskyldige” enligt ovan. En annan utformning är att endast ”oskyldiga markägare” kan komma i fråga för statliga efterbehandlingsbidrag.

För det fjärde finns regler om värdeökningsbidrag. Enligt dessa kan markägaren få stå för kostnader för den undersökning och efterbehandling som motsvarar den nytta och det värde som åtgärderna har för honom. Detta synsätt finns representerat i flera av de europeiska lagstiftningsregimerna om förorenade områden. I andra länder har man däremot inte velat godta en sådan regel.

PPP och markägaransvaret

Principen om att förorenaren ska betala (PPP) bör vara riktgivare för arbetet med de förorenade områdena. Principen bör dock förstås så att även andra än förorenaren kan vara adressater för miljövårdskraven. Markägaren har här en central position och bör i flera situationer kunna vara en sådan adressat. I de två första situationerna som beskrevs ovan (anknytningsfallen och förvaltaransvaret), kan detta motiveras av att markägaren genom sina handlingar eller underlåtenhet kan betraktas som en förorenare, om än jämställd eller underställd den ursprunglige förorenaren. En rättslig konstruktion som innebär att markägaren även får bära förorenarens ansvar vid medvetna eller oaktsamma förvärv av förorenade fastigheter, är ofta ett effektivt – om än indirekt – sätt att motverka ansvarsflykt. Att markägaren bör vara adressat för miljövårdskraven kan också motiveras med att han är enklast att nå för miljömyndigheterna och att dessa kan ha svårt att utreda komplicerade ansvarsförhållanden. Dessutom kan markägaren, med sin kunskap och anknytning till det förorenade området, ofta ha bättre förutsättningarna att ställa återkrav på förorenaren. Han berörs också av undersöknings- och efterbehandlingsåtgärderna och är slutligen den som kommer i åtnjutande av fastighetens förbättring. Samtliga dessa faktorer talar för ett starkt markägaransvar, främst från kontroll- och effektivitetssynpunkt. Jag anser att ett strängt markägaransvar befrämjar PPP.

Utformningen av markägaransvaret

Den utformning som förespråkas är ett vittgående markägaransvar av typen ”förvaltaransvar”. Betydelsen av detta är att markägaren bör vara adressat för myndigheternas krav på miljövårdsåtgärder. Hans ansvar ska dock vara underställt förorenarens på så vis att det inte bör täcka den senares ansvar om denne är tillgänglig och kan betala. Markägarens ansvar bör dessutom vara preventivt på så vis att det främst är inriktat på att förhindra att föroreningarna sprider sig till den omgivande miljön. Ett vittgående sådant förvaltaransvar gör att behovet av andra typer av markägaransvar minskar eller t.o.m. försvinner. När det gäller ägare till bostadsfastigheter och liknande (”oskyldiga” markägare) bör ansvaret utformas så att det kan täckas av en obligatorisk fastighetsförsäkring, likt den modell som gäller i Danmark för mindre oljetankar för småhus. På så sätt bör kostnaderna för miljövårdsåtgärderna kunna pulvriseras genom försäkringen, vilket är en lämplig ordning.

Det bör dock ändå finnas undantag från ansvaret om de ekonomiska kosekvenserna för den enskilde skulle bli orimliga. En sådan ordning kan förverkligas genom en uttrycklig skälighetsregel. Alternativa lösningar bör också diskuteras, t.ex. möjligheten för markägaren att få bidrag i dessa fall. Andra lösningar kan vara försäkringar eller fonder som täcker förorenarens

ansvar, om än subsidiärt. Sådana lösningar måste dock också kombineras med en regel om ”oskyldiga markägare” för att undvika ansvarsflykt genom försäljning av miljöskadade fastigheter.

En sista slutsats som dras i kapitlet är att regler om värdeökningsbidrag är väl motiverade i dessa sammanhang. Undersökning och efterbehandling av förorenade områden resulterar ofta i värdeökning av fastigheterna och det är rimligt att markägaren får stå för den del som kan visas bero på dessa åtgärder. Värdeökningen bör beräknas genom en jämförelse mellan värdet på fastigheten före resp. efter åtgärderna. Kostnadsbidraget får dock inte överskrida de utgifter som miljömyndigheten eller annan haft för miljövårdsåtgärderna.

11 Miljövårdskraven i tiden

11.1 Inledning

I detta kapitel diskuterar jag den tidsmässiga dimensionen, d.v.s. hur långt tillbaka i tiden som de miljörättsliga kraven sträcker sig. Som nämndes i inledningskapitlet, kan miljöskulder i form av föroreningar i mark, sediment och grundvatten ofta vara av gammalt datum. När dessa områden förr eller senare ska åtgärdas väcks frågan om vem som är adressat för miljövårdskraven, och om dennes ansvar på något sätt påverkas av att det har gått lång tid sedan föroreningarna skedde. Här uppvisar de olika lagstiftningsregimerna om förorenade områden i Europa stora olikheter, med Tyskland och Danmark som ett slags motpoler. Delvis beror denna skillnad på att i det förra landet anlägger man ett politirättsligt betraktelsesätt på dessa frågor, i det senare ett skadeståndsrättsligt. Emellertid kan också det senare synsättet ge ett slutresultat som i påminner om det tyska, vilket illustreras nedan med rättsläget i Storbritannien.

Den fråga som ska diskuteras här gäller alltså hur de miljörättsliga plikterna har utvecklats genom tiden och vad detta innebär idag för de som varit inblandade i föroreningen av ett område. Ett näraliggande frågeställning är den om dagens miljölagstiftning kan medföra plikter för dessa adressater så att säga i efterhand, d.v.s. plikter som inte fanns vid tidpunkten för de förorenande aktiviteterna. Här gäller det alltså reglernas eventuella tillbakaverkande kraft eller – med ett annat ord – lagstiftningens retroaktivitet. Även om det finns skillnader i inställningen länderna emellan, existerar det i denna fråga ett slags allmäneuropeiskt hållning till vad som är tillåtet. Denna gemensamma syn har också varit vägledande för den praxis som EG-domstolen har utvecklat på området.

Kapitlet bryter av från de övriga i avdelning II. Här finns en längre redogörelse för gällande rätt med avseende på EG-domstolens praxis i fråga om retroaktivitet. Den efterföljande diskussionen är dessutom i hög grad inriktad på det svenska rättsläget efter Klippan-domen och lagstiftarens ”återställande av rättsläget” genom miljöbalken. Jag tycker att detta avsteg från studiens allmänna uppbyggnaden motiverad, dels därför att studien inte innehåller någon EG-rätt i övrigt (och redogörelsen följaktligen måste ligga

här), dels med tanke på den stora uppmärksamhet som frågan om retroaktivitet har rönt i Sverige de senaste åren. Ambitionen i kapitlet har ändå varit att hålla diskussionen på ett allmängiltigt plan.

11.2 Miljökraven i tiden i olika lagstiftningsregimer om förorenade områden

11.2.1 Inledning

I detta avsnitt gör jag först en kort återblick och sammanfattning av hur frågan om miljökraven i tiden besvaras i några europeiska länder: Nederländerna, Storbritannien, Tyskland, Norge och Danmark. Därefter följer ett resonemang om Klippan-domen och dess konsekvenser för rättsläget i Sverige. Tanken är att denna senare del ska fungera som en bakgrund till den diskussion om miljöbalken och tidsaspekten som följer efter avsnittet om EG-rätten på området.

11.2.2 Olika syn på frågan om retroaktivitet

11.2.2.1 1 Nederländerna

Som framgick av kapitel 3,[1098] försökte den nederländske lagstiftaren, genom att koppla bestämmelserna i 1982 års lag om marksanering (Ibs) till den allmänna skadeståndsrätten, att åstadkomma att ansvaret för historiska föroreningar skulle bedömas utifrån det oaktsamhetsbegrepp som gällde vid tiden för den skadegörande handlingen. Meningen var att slå fast att varje handling som på så sätt bedömdes vara oaktsam och som hade resulterat i en allvarlig förorening, nu skulle anses utgöra en kränkning av statens intresse av ren miljö. På så vis var regeln avsedd att få effekt även på handlingar som hade begåtts vid en tid då miljöproblemet med förorenade områden ännu inte var uppmärksammat och därför inte staten hade manifesterat något sådant intresse. Tanken var att den tidsmässiga avgränsningen av kraven skulle enbart ske utifrån de skadeståndsrättsliga preskriptionsreglerna. De nederländska tidsfristerna är dock långa i dessa sammanhang (20 eller 30 år).

Denna inställning godtogs inte i alla delar av Hoge Raad. I domarna i målen Akzo Resins-Van Wijngaarden (1992) och Shell-Solvay/Duphar-Fasson-Van den Brink (1994) godtog domstolen i och för sig att ansvaret enligt 21 § Ibs gjordes tillbakaverkande i den betydelsen att paragrafen omfattade även skadegörande handlingar som skett före lagens ikraftträdande. Hoge Raad ansåg emellertid att allmänna skadeståndsrättsliga principer skulle tillämpas, vilket innebär att det finns en gräns bakåt i tiden för ansvaret genom kravet på de miljörättsliga plikternas förutsebarhet (den s.k. relativitetsformeln).[1099] En förutsättning för ansvaret för historiska skador ansågs följaktligen vara att förorenaren vid tidpunkten för den skadegörande

[1098] Avsnitt 3.2.4.1.
[1099] Den går även under benämningen ”Shell-formeln”.

handlingen inte bara var oaktsam i allmän mening, utan också att han – typiskt sett – borde ha insett att dessa handlingar skulle resultera i krav från statens sida på undersökning och efterbehandling av det förorenade området.

Efter Hoge Raads formulering av ”relativitetsformeln” reagerade den nederländske lagstiftaren med två motdrag. Till att börja med fastställdes förorenares och markägares skyldigheter med avseende på förorenade områden som en rad förvaltningsrättsliga plikter i den nya lagen om marksanering, 1994 års Wet Bodembescherming (Wbb). Dessa plikter hade enligt lagstiftaren ingenting med de skadeståndsrättsliga förutsättningarna för ansvar att göra, vare sig förutsebarhet eller preskription. Det andra motdraget var att de skadeståndsrättsliga reglerna om kostnadstäckning kompletterades i Wbb med en bestämmelse om ansvar för föroreningar som orsakats före 1975 genom särskilt angivna, grovt oaktsamma beteenden. Det är som nämnts tidigare, svårt att uttala sig om hur Hoge Raad kommer att ställa sig till denna ”extraordinära” skadeståndsregel. Även om domstolen skulle acceptera den gäller före 1975, är det fortfarande så att den bortre tidsgränsen för ansvaret enligt denna bestämmelse bestäms av de skadeståndsrättsliga reglerna om preskription.

11.2.2.2 Storbritannien

Även i Storbritannien är förutsebarhet en grundläggande förutsättning för skadeståndsrättsligt ansvar enligt common law. Det var ju detta som var innebörden i den omtalade domen i rättsfallet Cambridge Water.[1100] Förutsebarheten är den avgörande tidsfaktoren när det gäller skadestånd för historiska miljöskador. Krav enligt de i sammanhanget viktigaste civilrättsliga aktionerna – nuisance och Rylands v. Fletcher – är inte är föremål för preskription så länge som störningen fortgår (”on-going nuisance”). Det finns emellertid en avgörande skillnad mellan det engelska resonemanget kring förutsebarhet och det nederländska; där nederländsk ”relativitet” är direkt avgörande för miljömyndigheternas möjligheter att ställa krav på historiska förorenare, gäller engelsk förutsebarhet enbart förhållandet mellan enskilda. När miljömyndigheterna ställer krav på undersökning och efterbehandling av förorenade områden görs detta med stöd av den särskilda regleringen i Water Resources Act och Environment Protection Act Part IIA. Denna förvaltningsrättsligt grundade lagstiftning är inriktad på allvarligt förorenade områden som utgör en fara för människor och miljö i omgivningen. Eftersom denna omgivningsstörning betraktas som en fara för människor och miljö idag och inför framtiden är det irrelevant att blanda in frågor om hur lång tid som gått sedan själva utsläppet skedde, eller om kraven var förutsebara vid denna historiska tidpunkt. Till bilden av detta

[1100] Avsnitt 4.1.5.3.

stränga miljöansvar hör också att dessa regler inte representerar någon egentlig nyhet, utan har en lång tradition inom ramen för hälsoskyddslagstiftningen (”statutory nuisance”). Dessa bestämmelser har genom åren vilat på detta synsätt, d.v.s. att det är fråga om en störning som påverkar omgivningen idag och som någon – förorenaren eller markägaren – måste ta på sitt ansvar att avlägsna. Någon retroaktivitet i lagstiftningen kan man därför knappast tala om.

11.2.2.3 Tyskland

Den tyska regleringen av förorenade områden är med sin politirättsliga bakgrund likartad den engelska. Som nämnts flera gånger tidigare, lever i båda dessa länder de offentligrättsliga reglerna åtskilda från de civilrättsliga och miljömyndigheterna har endast tillgång till de förra i sitt arbete. Även i Tyskland betraktas de förorenade områdena som en fortgående störning som någon – förorenare eller markägare – måste ta på sitt ansvar att åtgärda om den är över en viss nivå. Skadeståndsrättsliga tidsfaktorer har ingen betydelse för detta ansvar. I det avgörande av delstatens Mannheims högsta förvaltningsdomstol som nämnts tidigare (avsnitt 9.4.2) – som gällde ansvaret för att undersöka ett område som hade förorenats för över 70 år sedan – kommenteras just frågan om preskription. Till att börja med avvisade domstolen civilrättsliga analogier i dessa sammanhang eftersom kraven var offentligrättsligt grundade, inte fastighetsrättsligt. Dessutom menade domstolen att en regel om preskription inte var lämplig på detta område eftersom detta skulle resultera att kostnaderna landade hos skattebetalarna istället.

Den principiella utgångspunkten för 1998 års Bundesbodenschutzgesetz (BbodSchG) är densamma som i den traditionella politirätten. Lagens plikter utlöses av att en förorening i marken utgör en kvalificerad fara för människor eller miljö. När väl denna förutsättning är för handen, kan miljömyndigheten rikta krav på undersökningar och åtgärder mot den som en gång i tiden orsakade dessa föroreningar eller den som står närmast att ingripa (oftast markägaren). Lagens plikter är i princip oberoende av tidsfaktorer och gäller även för föroreningar som skett före dess ikraftträdande. Det finns dock en skillnad när det gäller miljöambitionen med åtgärderna; historiska föroreningar ska nedbringas till en nivå där de inte längre utgör någon hälsofara eller olägenhet för människor. Nya föroreningar, d.v.s. sådana som ”uppträtt” efter ikraftträdandet av BbopdSchG, ska elimineras.[1101] Eftersom den förstnämnda nivån överensstämmer med den som gäller enligt den traditionella politirätten, torde det inte vara så att BbodSchG rent allmänt lägger på adressaterna ökade bördor ”retroaktivt”.

[1101] Avsnitt 7.4.2.1

Plikterna i den nya lagstiftningen är emellertid mer preciserade, vilket gör att den i vissa avseenden kan uppfattas som en skärpning.[1102]

11.2.2.4 Norge

I Norge har frågan om miljöskyddsreglerna och deras förhållande till retroaktivitetsförbudet i 97 § grunnloven diskuterats de senaste åren. Här har Høyesteret accepterat att utövare av miljöfarlig verksamhet kan drabbas av skärpta pålagor som även drabbar företeelser som tidigare varit tillåtna. Vägledande är ett avgörande 1979.[1103] Bakgrunden var följande: En kommun hade förelagt en markägare att frakta bort bilvrak, tomtunnor och annat skräp från sin fastighet med stöd av naturvernloven, som infördes 1970. Skrotupplaget var emellertid från 1960 och då fanns inga regler som förbjöd nedskräpning. Høyesteret menade dock att detta faktum inte kunde frita markägaren från ansvar enligt de nya reglerna:[1104]

> ”Utvalget finner det videre klart at selv om skrapsamlingen bestod da naturvernloven ble gitt, gir ikke grunnlovens § 97 eierne krav på å ha den liggende på ubestemt tid.”

Bugge anser att detta avgörande också är vägledande för ansvaret för förorenade områden enligt forureningsloven (FL).[1105] Enligt hans mening innebär detta att förorenaren ska stå för de skäliga åtgärder som kan motiveras av miljövårdsbehovet idag, oavsett när föroreningarna skedde. Han grundar sitt synsätt på att en uttrycklig regel med detta innehåll gäller för avfall, och att såväl harmonihänsyn som miljövårdshänsyn talar för en sådan tolkning; det är mycket svårt att skilja på vad som är ”avfall” och vad som är ”förorening” och regleringen skulle bli avsevärt försvagad vid en annan förståelse av reglerna.[1106] Orimliga konsekvenser av detta synsätt kan enligt Bugges uppfattning undvikas med hjälp av skälighetsregeln i 7 § FL. Som allmän regel bör därför gälla (kursiv i original):[1107]

> ”Den riktige forståelsen er nok derfor at forurenset grund omfattas av uttrykket ”virksomhet” slik det er brukt i § 86, og at lovens regler derfor gjelder også når forurensningen skriver seg fra tilførsler fra tiden før loven trådte i kraft. Prinsippet som kom til uttrykk i Rt 1979 s. 1279 om at *en varig tilstand*

[1102] Rehbinder menar att den tyska, offentligrättsliga lagstiftningen accepterar retroaktivitet på detta område (se EL 2000 (nr. 3) s. 85, på sid. 86).
[1103] Rt. 1979 s. 1279.
[1104] Citatet från Darpö 1994, sid. 142.
[1105] Bugge i Forurensningsansvaret, sid. 647ff.
[1106] 86 § 1 st. 2 p. FL lyder: ”…bestemmelsen i § 37 om plikt til å rydde og fjerne avfall o.l. gjelder også ved overtredelse av gjerningsbeskrivelsen i § 28 som har funnet sted før loven trer i kraft.”.
[1107] Bugge i Forurensningsansvaret, sid. 650.

kan reguleres ved en ny lov uten hinder av § 97, må ut fra dette i alminnelighet også gjelde ved forurenset grund."

11.2.2.5 Danmark

I den "stora polemiken" som följde efter Højesterets dom i Rockwool-saken i Danmark ifrågasattes om inte domstolens ställningstagande om att ansvaret enligt miljøbeskyttelseloven (MBL) förutsatte skadeståndsrättslig culpa, också innebar att de civilrättsliga reglerna om preskription (5 resp. 20 år) blev tillämpliga. Diskussionen gällde alltså om de rättsliga krav som kunde grundas direkt på MBL utsläcktes på detta vis, t.ex. när miljömyndigheten meddelar ett föreläggande om åtgärder med avseende på föroreningar som orsakats för mer än 20 år sedan. Denna fråga är fortfarande inte klarlagd i rättspraxis. Däremot är det klart att de civilrättsliga preskriptionsreglerna är tillämpliga när myndigheterna söker sina kostnader åter från en förorenare genom en skadeståndsrättsligt grundad talan vid allmän domstol.[1108] På så vis får alltså de skadeståndsrättsliga reglerna betydelse för miljöansvaret i situationer där föroreningarna har skett före MBL:s ikraftträdande, eller när annars MBL:s bestämmelser inte räcker till.

Frågan om miljökraven i tiden har vållat den danske lagstiftaren en viss vånda i arbetet med den nya jordforureningsloven (JFL).[1109] Detta gällde emellertid inte huvudnyheten i lagen; det "ubetingede" (objektiva) ansvaret för förorenare gäller endast framåt i tiden, d.v.s. för sådan förorening som skett efter den 31 december 2000.[1110] Ansvaret enligt JFL är förvaltningsrättsligt grundat och inte föremål för civilrättslig preskription. Däremot gäller en särskild tidsregel som utesluter förelägganden med avseende på föroreningar som skett från en anläggning eller produktionsmetod som upphört för mer än 30 år sedan. Det objektiva ansvaret för ägare av oljetankar gäller för förorening som *konstateras* efter den 1 mars 2000, men detta kunde motiveras med att här täcktes ansvaret av en obligatorisk försäkring.

När det emellertid kom till regler som rörde befintliga förhållanden blev bilden mer splittrad; de nya reglerna om rådighet och tåle-påbud kom att gälla från tidpunkten för lagförslagets offentliggörande, d.v.s. den 10 mars 1999. Undersökningspliktens tidsmässiga avgränsning blev också föremål för åtskilliga turer, vilka har beskrivits i kapitlet i Danmark.[1111] Här räcker detta att upprepa att lagstiftningsärendet gick från en klar regel som skulle gälla oavsett när tiden som föroreningarna hade inträffat, till en regel som efter Højesterets dom i Shell-saken endast gäller för föroreningar som inträf-

[1108] Avsnitt 5.2.3.3.
[1109] Avsnitt 5.3.5.
[1110] D.v.s. ett år efter JFL:s ikraftträdande.
[1111] Avsnitt 5.3.5.

fat fr.o.m. 1992, eventuellt ännu senare om det fråga om avslutade verksamheter.

11.2.3 Sverige efter Klippan-domen

11.2.3.1 Uppmärksamheten kring domen

Jag törs påstå att det i Sverige före Klippan-domen rådde en relativt enstämmig uppfattning om miljöskyddslagens giltighet i tiden; lagens kravregler var tillämpliga på alla typer av miljöfarliga verksamheter som pågått *efter den 30 juni 1969*, och detta gällde även om de var avslutade efter detta datum. Däremot diskuterades om tidpunkten för deponering av avfall m.m. hade betydelse för markägarens ansvar i förvaringsfall. Det rådde även tveksamhet om hur reglerna skulle tillämpas i vissa situationer, exempelvis då kraven skulle riktas emot en tillståndsgiven verksamhet som hade överlåtits. Mot detta stod att det i andra situationer fanns en stabil förvaltningsrättslig praxis när det gällde att ställa krav på verksamheter som var avslutade i normalspråklig betydelse. Så bestämde Koncessionsnämnden redan under tidigt 1970-tal att krav på recipientundersökningar kunde ställas på huvudmannen för en avfallsdeponi så länge som deponien medförde förorening av miljön, d.v.s. långt efter att aktiva driften var avslutad.

Denna samstämmighet i uppfattningen om miljöskyddslagen blev än tydligare efter 1989 års lagstiftningsärende, som syftade till att kodifiera tidigare rättsuppfattning. Någon diskussion om reglernas tillämplighet i tiden fördes över huvud taget inte i den juridiska litteraturen efter denna tidpunkt. Flera faktorer samverkade till denna allmänna acceptans av regeringens inställning; tillägget i 5 § ML rymdes i den tidigare ordalydelsen, bestämmelsens vattenrättsliga historia, rättstekniska skäl (det är i många situationer svårt eller omöjligt att klart bestämma när en ”verksamhet” ska anses avslutad), orimliga konsekvenser av ett motsatt synsätt (systemet blev vidöppet för ansvarsflykt genom överlåtelser), stabil rättspraxis angående ansvaret för ”avslutad” verksamhet i förvaringsfall, att Lagrådet accepterade 1989 års lagstiftning utan invändningar samt samsyn i doktrinen – såväl före, som efter 1989.

Det är mot denna bakgrund man bör se den uppmärksamhet som Regeringsrättens avgörande i Klippan-målet väckte. Det var inte så mycket själva domslutet som var uppseendeväckande. Det var istället uttalandena i domskälen som – utan egentlig motivering – gav en mycket snäv tolkning av 5 § ML, en regel som hade allmän giltighet för en mängd situationer. Här är inte plats att upprepa den kritik som jag och andra förde fram emot domstolens

tolkning av rättsläget i sak.[1112] Det räcker att konstatera att Regeringsrätten fann att miljöskyddslagen i dess lydelse före den 1 juli 1989 inte kunde anses medföra något efterbehandlingsansvar för den som avslutad eller överlåtit verksamheten. Det som är intressant för diskussionen i detta avsnitt är istället domstolens resonemang om retroaktivitet.

11.2.3.2 Regeringsrätten om retroaktivitet

Regeringsrättens majoritet inleder med att konstatera att den förvaltningsrättsliga huvudprincipen i svensk rätt – såsom den bestämdes i rättsfallet RÅ 1988 ref. 132[1113] – är att till grund för prövningen ska ligga de regler som gäller vid prövningstillfället, såväl när det gäller föreskrifter om förfarandet, som prövningen i sak. Denna princip kan emellertid inte vara undantagslös, vilket bl.a. framgår av grundlagens förbud mot retroaktiv lagstiftning på straff- och skatterättens område (2 kap. 10 § regeringsformen, RF). Domstolen fortsätter:[1114]

> ”Vidare har inom EG-rätten – som hämtar sitt mönster i medlemsstaternas gemensamma rättstraditioner – med hänvisning till proportionalitetsprincipen och till principerna om rättssäkerhet (legal certainty or security) och skyddet av berättigade förväntningar (protection of legitimate expectations) ansetts att, till skillnad från ändringar i processuella regler, ändringar i materiellt-rättsliga regler normalt inte träffar förhållanden som ligger före ikraftträdandet annat än då det på olika sätt, såsom av bestämmelsens ordalydelse, klart framgår att en retroaktiv tillämpning har varit åsyftad. Även i sådant fall krävs att de berördas berättigade förväntningar har behörigen respekterats.”

[1112] För närmare argumentation om Regeringsrättens bedömning av *rättsläget i sak före 1989*, se avsnitt 2.2.5.1 med hänvisning till mina artiklar i MRT 1996:2, sid. 218ff och FT 1997 s. 283. Det bör nämnas att i den debatt som följt efter Klippan-domen har det egentligen bara har förts fram två argument emot min historieuppfattning i denna del; för det första att det ”får förutsättas, att Regeringsrätten är mer skickad till kvalificerade juridiska bedömningar än både Koncessionsnämnden och regeringen.” (Warnling-Nerep i FT 1998 s. 149, på sid. 154), och för det andra att domen togs i plenum efter en ingående analys av rättsläget (Wahlgren i Miljörättslig tidskrift 1996:2, s. 245, på sid. 246). Som jag tidigare har nämnt i kapitel 2, en sådan analys lyste med sin frånvaro 1996 och gör det alltjämt. Såväl Warnling-Nereps, som Wahlgrens argumentation förefaller närmast inriktad på att rättfärdiga Regeringsrättens avgörande utifrån att det är domstolen som finner det rätta eftersom det är den som bestämmer.

[1113] Det var här fråga om en kontroversiell vägdragning som berörde Bratteforsåns dalgång på på Västkusten. Beslutet om arbetsplan för vägen togs av Vägverket före det att väglagens bestämmelser om miljökonsekvensbeskrivning hade börjat att gälla. När regeringen överprövade ärendet bortsåg den därför från de då gällande bestämmelserna om MKB. Efter ansökan om resning återvisade Regeringsrätten ärendet till regeringen med motiveringen att vid besvär ska samtliga förvaltningsrättsliga föreskrifter – såväl formella som materiella - som gäller vid *prövningstillfället* tillämpas. (Arbetsplanen godtogs så småningom efter vissa justeringar av vägens utformning).

[1114] RÅ 1996 ref. 57, på sid. 245.

Domstolens majoritet fortsätter med att konstatera att förvaltningsrätten innehåller ett mycket stor antal normer och att det är svårt att klart avgränsa dessa från regler från andra rättsområden. Vissa av dessa förvaltningsrättens föreskrifter gäller förhållanden som främst regleras av civilrättslig lagstiftning, där det normala är att nya regler inte träffar rättshandlingar som utförts innan lagstiftningen trätt i kraft. Flertalet av förvaltningsrättens föreskrifter är emellertid av ett sådant slag att det finns starka skäl att låta dem få snabbt genomslag. Enligt Regeringsrätten bör därför försiktighet iakttas när det gäller att uppställa en generell regel för när dessa föreskrifter ska börja att gälla. En allmän utgångspunkt bör dock vara den som följer av RÅ 1988 ref. 132, uttalar domstolen, som dock tillägger:[1115]

> ”Det framstår emellertid inte som rimligt att till den enskildes nackdel tillämpa en lagstiftning av det i målet aktuella slaget retroaktivt, i vart fall inte om inte detta är föreskrivet i särskilda övergångsbestämmelser eller det av regelsystemet i övrigt tydligt kan utläsas att en sådan tillämpning är åsyftad.”

Någon sådan övergångsregel fanns inte knuten till 1989 års lagstiftning och Regeringsrätten ansåg inte heller att lagstiftningen i övrigt kunde ge stöd för att tillägget i 5 § ML skulle tillämpas på en verksamhet som var överlåten långt före detta datum. Med hänsyn till dessa förhållanden och ”då en sådan tillämpning uppenbarligen skulle leda till en tidigare oförutsedd ekonomisk belastning för berörda företag”,[1116] fann slutligen domstolen att regeringens beslut saknade stöd i lag och att det därför skulle upphävas.

Även minoriteten (fem ledamöter) hänvisade till rättsfallet RÅ 1988 ref 132, men menade att den situation som där var för handen klart skilde sig från den i Klippan-målet. I det första målet var det fråga om att Regeringsrätten prövade förutsättningarna för att fastställa en arbetsplan för väg mot den lagstiftning som gällde vid tidpunkten för prövningen hos regeringen. Emellertid, fortsatte minoriteten, är detta:[1117]

> ”(…) något helt annat än att i efterhand ålägga en tillståndshavare skyldigheter som inte hade stöd i lag vare sig när tillståndet meddelades eller när det för hans del upphörde att gälla. Om den princip som angivits i rättsfallet skulle tillämpas på fall som det nu aktuella skulle detta öppna för all slags retroaktiv lagtillämpning. En sådan lagtillämpning skulle strida mot allmänna förvaltningsrättsliga grundsatser.”

[1115] A.a., sid. 246.
[1116] A.a., samma sida.
[1117] A.a., sid. 247.

Slutligen uttalade minoriteten att retroaktiv lagstiftning inte ens alltid är möjlig med stöd av lag. I denna delen hänvisade man dels till det uttryckliga förbudet i 2:10 regeringsformen (RF), dels till det förstärkta egendomsskyddet i 2:18 RF samt till de begränsningar som följer av EG-rätten.

11.2.3.3 Avgöranden efter Klippan-målet

Regeringsrättens allmänna uttalanden om retroaktivitet fick omedelbart genomslag i myndighetspraxis när det gällde bedömningen av efterbehandlingsansvaret enligt miljöskyddslagen. Så bedömde Länsstyrelsen i Stockholm att en miljöfarlig verksamhet, bestående av uppläggning av båtar i en båtklubbs regi, var avslutad eftersom platsen för uppläggningen hade övergivits före det kritiska datumet.[1118] Detta beslut ändrades dock av Koncessionsnämnden som menade att man måste se till båtklubbens verksamhet i sin helhet och att denna var inte avslutad.[1119]

I ett något senare beslut ansåg däremot nämnden att Klippan-avgörandet hade bärighet i ärendet om Klippan i Böksholm, vilket beskrevs i kapitel 1.[1120] Där var det frågan om krav om undersökningar av ett vattenområde som hade skadats av företagets olagliga utsläpp mellan åren 1954 och 1970. Utsläppen var inte bara i strid emot då gällande regler, verksamheten hade inte heller – till skillnad från Klippan i Nyboholms bruk – något tillstånd enligt dåvarande miljölagstiftningen. Detta ställningstagande från Koncessionsnämnden innebar att Regeringsrättens tolkning av ML:s kravregler kom att omfatta två ytterligare situationer där det tidigare hade bedömts att reparativa krav kunde ställas efter det att verksamheten hade avslutats. Den ena situationen var att en verksamhet hade orsakat föroreningar på grund av överutsläpp eller annars olaglig hantering. B T Kemi-affären och dess rättsliga efterspel är det mest kända exemplet där detta bedömdes som möjligt.[1121] Den andra situationen rörde s.k. fria verksamheter, d.v.s. sådana utan tillstånd. Tidigare hade det ansetts gälla att reparativa krav kunde riktas emot dessa med stöd av förelägganden eller begäran om s.k. tillåtlighetsprövning.[1122] Enligt Koncessionsnämndens mening var följaktli-

[1118] Länsstyrelsens i Stockholm beslut den 5 juli 1989 (dnr. 248-96-2907), Stockholms segelsällskap på Ekerö.
[1119] KN B 94/97 (SSSK).
[1120] KN B 217/96 Böksholm, se avsnitt 1.1.1.
[1121] Ett annat exempel är regeringens beslut om pappersbruket i Gästrike-Hammarby. Dessa ärenden är beskrivna Darpö i MRT 1996:2, avsnitt 4.1.2-4.1.3 (sid. 168-170). Det bör även nämnas att KN redan på den tiden när man avvisade Naturvårdsverkets reparativa krav på Ncb i Hörnefors, pekade på denna möjlighet att rikta sådana krav mot avslutade verksamheter ( ), se avsnitt 4.12.2 i MRT-artikeln (sid. 172-176).
[1122] 40 § 1 st. och 41 § ML. Eller som Lagrådet i 1989 års lagstiftningsärende uttrycker det: ”När det gäller icke tillståndsprövade verksamheter finns det möjlighet att meddela föreläggande enligt 40 eller 41 §. Paragrafernas ordalydelse medför att föreläggande kan meddelas,

gen även denna möjlighet stängd genom Klippan-domen. Däremot har denna dom inte ansetts ha någon bärighet på förvaringsfall (se avsnitt 2.2.3).

> Som ett sista exempel på rättsbildningen efter Klippan-domens tar jag Kammarrättens i Stockholm dom i ett rättsprövningsmål från 1998.[1123] Målet gällde ett av Koncessionsnämnden fastställt föreläggande enligt 7 § ML om att upphöra med utsläpp från en avloppsanläggning. I denna paragraf stadgades inledningsvis: ”Avloppsvatten av följande slag får icke utsläppas i vattendrag, (…).” Det var alltså fråga om en kravregel *för utsläpp*, som kompletterar de regler som gällde för *anläggningar* (4-6 §§). För de senare gällde att kravreglerna i och för sig var tillämpliga även på sådana verksamheter som var befintliga 1969, med undantag för de som då hade tillstånd enligt 1918 års vattenlag (ÄVL).[1124] Kravregeln för avloppsutsläpp gällde däremot direkt på så vis att vad som var tillåtet att släppa ut den sista juni 1969, blev otillåtet den 1 juli.[1125] KN:s beslut innehöll en redogörelse för detta rättsläge, vilket dock Kammarrätten i Stockholm inte riktigt verkade förstå. Med hänvisning till att själva avloppsanläggningen var byggd före tillkomsten av ML, ansåg domstolen nämligen att det var oklart om det var fråga om tillämpning av retroaktiv lagstiftning och återförvisade därför ärendet till KN för klargörande motivering.[1126] En sådan kom i juni samma år (KN B 119/98). Nämnden inleder med att konstatera att ML trädde i kraft 1969 och att lagen är tillämplig på all användning av mark, byggnad eller anläggning som kan medföra förorening av miljön samt att verksamhetsutövaren är skyldig att vidta de skyddsåtgärder m.m. som skäligen kan fordras för att avhjälpa olägenhet. Man hänvisade vidare till lagens förarbeten där

---

oavsett om den miljöfarliga verksamheten fortfarande pågår eller inte.” (prop. 1988/89:85 sid. 339f).

[1123] Kammarrättens i Stockholm dom av den 20 februari 1998 (mål nr. 10579-1995). Under KN:s sista år rättsprövades dess beslut enligt ML av denna domstol.

[1124] *Förprövningsplikten* gällde däremot endast vid nyanläggning. En annan sak är att vid tillämpningen av kravreglerna gentemot befintliga anläggningar skulle skälig hänsyn tas till företagens ekonomiska situation på så vis att de borde få längre tid på sig att uppfylla målen.

[1125] Se bl.a. Immissionssakkunniga (SOU 1966:65) sid. 87-88 och prop. 1969:28 sid. 214 ff och 301.

[1126] Kammarrättens slutkläm i denna del löd (domen sid. 4): ”Det klandrade beslutet är bristfälligt genom att det inte ger uttryck för hur Koncessionsnämnden har resonerat när den inte godtagit Arne Svenssons invändning om otillåten retroaktiv tillämpning av lag.”. Trots denna motivering, ligger det nära till hands att uppfatta Kammarrättens skäl för återförvisningen i denna del som att den syftade till ett *klargörande av rättsläget*, vilket nog får sägas vara en innovativ tillämpning av rättsprövningsinstitutet.

det uttalades att vattendomstolarnas tidigare praxis enligt ÄVL skulle vara vägledande för kravreglernas tillämpning gentemot befintliga anläggningar, och avslutar:[1127]

> ”En miljöfarlig verksamhet faller således under lagens tillämpningsområde oavsett om den tillkom före eller efter miljöskyddslagens ikraftträdande. Enligt den praxis som hittills varit rådande, och vilken även har godtagits av förvaltningsdomstolarna, är det också på detta sätt som lagen har tillämpats under alla år den varit i kraft. Med stöd av vad som nu sagts finner Koncessionsnämnden att Arne Svensons avloppsutsläpp är en miljöfarlig verksamhet, för vilken miljöskyddslagen är tillämplig. Att bygglov erhölls innan miljöskyddslagen trädde i kraft hindrar inte att ytterligare skyddsåtgärder eller förbud meddelas med stöd av lagen. Koncessionsnämnden vill med anledning av hänvisningen till rättsfallet RÅ 1996 ref 57 anmärka, att där förelåg en situation som inte har någon likhet med den förevarande; bl.a. hade den som förklarats skyldig att vidta åtgärder upphört med att driva verksamheten långt innan den lagändring som beslutet grundades sig på trätt i kraft.”

11.2.3.4 Miljöbalken

Klippan-domen kom under lagstiftningsarbetet med miljöbalken. Lagstiftaren reagerade omedelbart genom att försöka ”återställa rättsläget” genom en särskild regel i övergångsbestämmelserna till balken. Denna fick följande lydelse:[1128]

> ”Bestämmelserna i 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 § miljöbalken skall tillämpas i fråga om miljöfarlig verksamhet vars faktiska drift har pågått efter den 30 juni 1969, om verkningarna av verksamheten alltjämt pågår vid tiden för miljöbalkens ikraftträdande enligt 1 §, och det föreligger behov av att avhjälpa skador eller olägenheter som orsakats av verksamheten.”

Motiveringen i förarbetena till övergångsregeln är utförlig, vilket nog bör förstås mot bakgrund av såväl Klippan-målet, som att Lagrådet hade ställt sig avvisande i lagrådsremissen.[1129] Först redogör regeringen för den his-

---

[1127] Beslutet på sid. 5f.

[1128] 8 § lagen om införande av miljöbalken (MBP).

[1129] Lagrådet argumenterade emot regeringens resonemang om att en miljöfarlig verksamhet i tiden kan avgränsas utifrån dess verkningar och menade att slutsatserna i remissen är alltför allmänt hållna och saknar stöd i praxis. Man avvisar också regeringens skrivning om frånvaron av berättigade förväntningar (MB-prop. del 2, sid. 520f): ”Att rättsläget under längre tid före regeringsrättsdomen i olika sammanhang har uppfattats vara ett annat än vad Regeringsrätten kom fram till utgör inte tillräckligt skäl för att i stället hänföra sig till den tidigare uppfattningen.”. Lagrådet ansåg istället att utgångspunkten för en reglering skulle vara det som framgick av Klippan-domen och att därför ansvarsreglerna borde gälla för verksamheter som pågått efter 1989, inte 1969. Man menade vidare att den föreslagna övergångsregeln hade en tydlig retroaktivt karaktär, att den skulle bli betungande för enskilda samt att den inte

toriska utvecklingen fram till miljöskyddslagen och 1988 års lagstiftningsärende. Följande sammanfattning görs:[1130]

> ”Såväl de betänkanden som lämnats till regeringen som de förslag som regeringen genom proposition förelagt riksdagen har sålunda ansetts innehålla ett krav på tidigare verksamhetsutövare att avhjälpa olägenheter av verksamheten, även sedan driften av verksamheten upphört. I 1988 års proposition bekräftade departementschefen vad som allmänt ansetts gälla i vart fall sedan 1940-talet. Departementschefen ansåg således i 1988 års proposition att ändringarna endast var ett förtydligande av vad som redan gällde. Att återställningsskyldigheten enligt miljöskyddslagen kvarstår även efter det den faktiska driften har upphört har vidare bekräftats i rättspraxis, bl.a. genom regeringens beslut angående Ncb i Hörnefors (Miljö- och energidepartementet 1988-03-24:4) och Dörarps Krom (Miljö- och energidepartementets beslut 1988-11-10). Också i Koncessionsnämndens för miljöskydd praxis finns exempel (KN 12/74 och 263/84) på en liknande bedömning. Den ifrågavarande skyldigheten har alltså i princip ansetts gälla från miljöskyddslagens ikraftträdande, låt vara att en skälighetsavvägning har ansetts kunna leda till att kraven på efterbehandling kan jämkas eller helt falla bort. Bilden av gällande rättsläge som av både verksamhetsutövare och myndigheter ansågs entydig i övergripande frågor om kvarstående ansvar ändrades dock av Regeringsrättens den 31 maj 1996 meddelade dom i mål nr 3665-1994 nedan kallat Klippanmålet.”

Efter en redogörelse för Klippan-målet följer sedan regeringens bedömning.[1131] Som skäl för den föreslagna övergångsregeln anger man behovet av en entydig och begriplig reglering av efterbehandlingsansvaret och vikten av att de nya reglerna får ett snabbt genomslag. Regeringen pekar också på det faktum att Klippan-domen innebär att markägarna i många fall får bära det ansvar som rätteligen bör åvila förorenaren. Man för även ett resonemang om att uttrycket ”miljöfarlig verksamhet” rent allmänt bör tolkas som så, att denna inte ska anses ha upphört förrän verkningarna av verksamheten har upphört. Enligt förarbetena kan föroreningar ses som ett perdurerande förhållande och därför är det tveksamt om den föreslagna övergångs-

---

uppfyllde rimliga anspråk på förutsebarhet för dem som slutat med sin miljöfarliga verksamhet före den 1 juli 1989. Detta uttalande av Lagrådet ger onekligen en annan bild av rättsläget än den som samma instans gav i 1989 års lagstiftningsärende, då den kontroversiella ändringen av miljöskyddslagen genomfördes (se prop. 1987/88:85 sid. 339ff). Detta ger väl endast en påminnelse om att inte heller de högsta dömande instanserna alltid är konsekventa, vilket också kan illustreras med följande lilla domarsociologisk betraktelse: Å ena sidan har vi regeringsrådet Wadell som tillhörde minoriteten i Klippan-målet och som också tillhörde det Lagråd som accepterade 1988 års lagstiftning utan invändning. Regeringsrådet Rundquist å andra sidan, anslöt sig såväl till majoriteten i Klippan-målet med dess mer toleranta inställning till retroaktiv lagstiftning, som till det något snävare inställda Lagrådet i miljöbalksärendet.

[1130] MB-prop. del 1, sid. 599f.

[1131] A. prop. del 1, sid. 602ff.

regeln över huvud taget är retroaktiv. Regeringen menar vidare att regeln, även om den skulle ses som retroaktiv lagstiftning, inte träffas av förbudet i 2 kap 10 § RF, och uttalar:[1132]

> ”Mot bakgrund av vad en genomgång av rättsläget som det framträdde fram till Regeringsrättens dom visar kan inte en övergångsregel, som för framtiden tillskapar det rättsläge som allmänt ansågs gälla före 1996 års rättsfall, sägas gå emot vad som kan anses utgöra berättigade förväntningar hos berörda verksamhetsutövare i de fall som kan bli aktuella.”

Avslutningsvis pekar regeringen på att övergångsregeln endast tar sikte på adressatfrågan när det gäller ansvar för förorenade områden. När sedan omfattningen av ansvaret ska bestämmas görs detta genom den skälighetsavvägning som följer av 10 kap. 4 § MB. Av den regeln framgår att därvid ska vikt läggas vid bl.a. hur lång tid som förflutit sedan föroreningarna skedde.

[1132] A.prop. del 1, sid. 603.

11.3 Retroaktivitet och europarätt

11.3.1 Inledning

Rubriken till detta kapitel är miljökraven i tiden. I de föregående avsnitten har jag visat hur olika länders skilda perspektiv på detta lagstiftningsområde har resulterat i olika synsätt. I vissa länder är utgångspunkten att det är den ursprunglige förorenaren som är adressat för kraven och att detta gäller så länge som föroreningarna utgör en fara för människor och miljö, oavsett hur länge sedan som de skadegörande utsläppen skedde. I andra är utgångspunkten istället att ansvarsreglerna vid varje tidpunkt bara kan verka framåt i tiden. I några länder kan kraven bli föremål för preskription i civilrättslig betydelse där den avgörande tidpunkten är när utsläppet skedde.

Diskussionen i de följande har en något snävare inriktning. Här avhandlas främst frågan om lagstiftningens eventuella retroaktivitet. Denna fråga är mindre intressant i de länder där miljökraven betraktas som tidlösa, eller åtminstone grundade på traditionellt stränga regler. Av två skäl har jag trots detta ägnat stort utrymme åt frågan om retroaktivitet och rättsläget i Sverige. För det första tror jag att den har allmänt intresse och kan i en eller annan form aktualiseras i alla lagstiftningsregimer. För det andra har denna fråga stor betydelse i de länder där miljökraven inte kan grundas på äldre regler. Eftersom miljöproblemet många gånger har orsakats vid en tidpunkt då lagstiftningen på området i dessa länder var obefintlig eller svag, väcks följaktligen lagstiftarens intresse för regler som verkar bakåt i tiden. Min avsikt är att diskutera om – och i så fall under vilka förutsättningar – detta är möjligt. Diskussionen inleds i detta avsnitt som huvudsakligen innehåller en allmän redogörelse för den principiella syn som EG-rätten intar i denna fråga. Motivet till detta är att de EG-rättsliga principerna inverkar på nationell rätt samt att dessa principer har haft stor betydelse i den rättsvetenskapliga debatten under senare åren.

11.3.2 Allmänt om retroaktivitet

En första fråga är vad som betraktas som retroaktiv lagstiftning. En ofta refererad definition ges i Strömholms ”Rätt, rättskällor och rättstillämpning” (kursiv i original):[1133]

> ”’Retroaktiv” betyder tillbakaverkande. Vad som avses, när man säger att en lag eller annan författning är retroaktiv, är att denna *knyter rättsliga konsekvenser, som tidigare inte fanns, till en handling eller ett förhållande som*

[1133] Strömholm 1996, sid. 346.

inträdde före dess ikraftträdande (eller bringar tidigare gällande rättsliga konsekvenser att upphöra).”

Här ges alltså en allmänt formulerad definition av när en lag är ”tillbakaverkande”. I praktiken uppstår emellertid en mängd olika situationer då det blir är svårt att ange om lagstiftningen är retroaktiv.[1134] Ett klassiskt sådant exempel är ny lagstiftning som påverkar adoptivbarns arvsrätt; är den retroaktiv om den gäller även för adoptivbarn, vars adoptivföräldrar fortfarande lever. Ett annat exempel och mer miljörelaterat exempel är en reglering som stadgar att fastighetsägare måste hålla sina tomter fria från skräp; är den retroaktiv om den möjliggör krav med avseende även på sådant skräp som redan fanns på tomten när reglerna börjar att gälla?

Retroaktivitetsfrågan har genom åren har varit mycket kontroversiell och genererat åtskillig rättsteori. Här är inte plats att redogöra för denna diskussion utöver att peka på den teoretiska distinktion som i viss utsträckning överlevt fram till våra dagar, den om ”falsk” respektive ”äkta” retroaktivitet. Uppdelningen – som finns över hela Europa under olika benämningar (”true/actual” eller ”false/material/apparent retroactivity”) – tar fasta på skillnaden mellan den situation då lagstiftningen med tillbakaverkande kraft träffar avslutade händelser (”äkta retroaktivitet”), och när den träffar fortgående förhållanden som inte avslutats när bestämmelsen träder i kraft (”falsk” d:o). De två exempel som nämndes ovan om adoptivbarnets arvsrätt och fastighetsägarens skräpiga tomt är goda exempel på den falska varianten. Som ett exempel på ”äkta retroaktivitet” kan vi utveckla situationen med adoptivbarnet; en ändrad arvsreglering som är tillbakaverkande på så sätt att den även gäller fall där adoptivföräldern redan är avliden – eller kanske t.o.m. att arvet är skiftat – är ”äkta” retroaktiv. Nu är denna uppdelning inte heller enkel att göra, vilket kan exemplifieras med en anmälningsplikt som gäller för förhållanden i förfluten tid – är detta fråga om retroaktiv lagstiftning över huvud taget, och – i så fall – är den äkta eller falsk?

Syftet med indelningen har varit att underlätta bedömningen av vad som är tillåtet inom detta område. Samtidigt finns det en europeisk samstämmighet om att retroaktivitet faktiskt är möjlig under vissa omständigheter. Väsentligen är det fråga om att bedöma tyngden av det allmänna intresset, vägt emot den enskildes intresse och förväntningar. En sådan avvägning – eller bedömning av det rättfärdiga i en tillbakaverkande regel – är typiskt sett beroende på bedömarens samhällspolitiska uppfattningar. Detta gör att vi hamnar i gränslandet mellan juridik och politik, och de konkreta ställnings-

[1134] Se Rodhe, K: Något om retroaktiv civillagstiftning (1943), med en rad exempel på undantag från retroaktivitetsförbudet från olika rättsområden. Rodhe hänvisar också till ett uttalande av 1913 års familjerättsliga lagberedning (återgivet i Darpö 1994, sid. 142).

tagandena blir ofta starkt kontroversiella.[1135] Några författare ställer sig också tvekande inför en teoretisk uppdelning av olika slags retroaktivitet, och menar att det egentligen bara är fråga om att sätta etikett på vad som kan accepteras i sammanhanget. Det är i samtliga fall fråga om en helhetsvärdering, eller en rimlighetsbedömning som Bugge uttrycker det:[1136]

> ”I vurderingen av spørsmålet om urimelighet, vil altså de hensyn som ligger bak loven måles mot hvordan loven virker i forhold til (bl.a.) rettssikkerhetsverdier som likebehandling, saklighet og forutberegnelighet.”

I de flesta europeiska länder finns någon form av förbud mot retroaktiv lagstiftning. Det är vanligen inte fråga om ett allmänt förbud, utan det täcker sett endast vissa områden – typiskt sett straff- och skattelagstiftningen. Så gäller retroaktivitetsförbudet i art. 7 i den europeiska konventionen om mänskliga rättigheter (EKMR) endast straffrättslig lagstiftning i vid bemärkelse.[1137] Endast Norge och Makedonien har ett allmänt utformat förbud mot retroaktiv lagstiftning, i det förra fallet i 97 § grunnloven (GL). Denna regel har dock tolkats så snävt av den norske Høyesterett att den

[1135] Klippan-målet och den efterföljande debatten är ett illustrativt exempel på detta. Ett annat – senare och hetare – exempel är Barsebäcks-målet (RÅ 1999 ref. 76), där det också var fråga om att bedöma det allmänna intressets tyngd (d.v.s. av att avveckla kärnkraften) i förhållande till de enskilda (d.v.s. Sydkrafts m.fl. intresse av att vilja driva anläggningen vidare). I den debatt som följde i fotspåren av domen lyste den agellska måttfullheten med sin frånvaro hos en del av dem som kritiserade Regeringsrätten. Se exempelvis Nergelius (Förvaltningsprocess, normprövning och europarätt. Norstedts 2000, sid. 116): ”Detta är dock ett intet mot den ytterst märkliga hantering…”, och (sid. 118) ”…en ren rättsskandal, av principiellt allvarlig karaktär.”. Den rättsfallskommentar som Sterzel skrev i JT 2000:2 (sid. 658), där han uttryckte förståelse för domen, möttes i ett efterföljande nummer av tidskriften av reaktioner av sällan skådat slag i den juridiska diskussionen. Nergelius (JT 2000:3, sid. 971) lämnade öppet om inte Sterzel hade ”mist omdömet” och von Quitzow, som enligt egen uppgift är en ”EG-rättslig betraktare” med en ”kontinental rättsuppfattning”, ställde den menande frågan: ”Denna ensidighet och sättet att resonera gör att man kan undra vad Sterzel har för relation till frågan och Regeringsrättens hållning” (sid. 973). Han ansåg också att Sterzels uppfattning ”torde därför kunna uppfattas som något konstig” (sid. 974), att den präglas av ”politisk pragmatism” och ”mera som uttryck för känsla än en vederhäftig EG-rättslig analys” (sid. 977). Slutligen kommenterade Tore Wiwen-Nilsson Sterzels bedömning av domen som ”vattentät” med ett så grovt personangrepp att jag inte ens vill återge i tryck (sid. 983). Uttalanden som dessa är mer avsedda att såra än att övertyga, och slår väl därför mest tillbaka på det anseende som dessa författare åtnjuter. Av större skada är det emellertid att JT inte hade redaktionell styrka nog att hålla debatten fri från sådana övertramp.

[1136] Bugge i Grunnloven, sid. 74.

[1137] Ibland anges också att skyddet mot äganderätten i art. 1 i första tilläggsprotokollet till EKMR har betydelse i frågan om tillåtligheten i retroaktiv lagstiftning (se Bernitz i Ur Festskrift till Stig Strömholm, på sid. 134). Jag har emellertid svårt att finna att Europadomstolen har utvecklat någon praxis som har självständig betydelse i retroaktivitetsfrågan, vid sidan av de principer som utvecklats av EG-domstolen. Se Danelius, 1998, sid. 323, Cameron, sid. 105ff. och Ehrenkrona i Karnov 1998/99 del 1 (sid. 68f, not 85-87). Inom det straffrättsliga området finns däremot intressant rättspraxis från Europadomstolen, se t.ex. National & Building Society v. UK (mål nr. 117/1996/736/933-935).

knappast har större räckvidd än vad som är normalt i den europeiska rättstraditionen utanför straffrättens område.[1138] Och där kan man tala om att retroaktivitetsförbudet – vare sig det är lagfäst eller fastslaget genom rättspraxis – är en *presumtion* om att lagstiftningen inte är retroaktiv. Därtill kommer att tillåtligheten är beroende av vilket rättsområde det gäller. Denna grundsyn präglar också den EG-rättsliga synen på retroaktivitet.

11.3.3 EG-domstolens rättspraxis om retroaktivitet

11.3.3.1 Doktrinen om EG-reglernas omedelbara tillämplighet

EG-rätten innehåller inget uttryckligt retroaktivitetsförbud. Som nämndes ovan, har emellertid en sådan princip – precis som i många av medlemsstaterna – utvecklats i rättspraxis. Som vanligt när det är fråga om en rättslig princip, är den emellertid försedd med undantag.[1139] Sådana undantagssituationer kan exempelvis uppstå när principen om icke-retroaktivitet vägs mot andra EG-rättsliga principer, något som EG-domstolen (EGD) tog ställning för redan 1959 i det s.k. SNUPAT-målet (min kursiv).[1140]

> ”…the fact that the *principle of respect for legal certainty*, important as it may be, cannot be applied in an absolute manner, but that its application must be combined with that of the *principle of legality*; the question which of these principles should prevail in each particular case depends upon a comparison of the public interest with the private interest in question, (…).”.

Ett av de första rättsfallen som belyste EG-rättens tidsmässiga dimension var annars målet Hessische Knappschaft. Det var här fråga om de efterlevande till en tysk medborgare, dödad i en bilolycka i Frankrike 1957, skulle omfattas av en förordning om social säkerhet som hade trätt i kraft först två år därefter. Domstolen menade att *EG-rätten gäller direkt på alla existerande förhållanden*, om inte annat klart framgår av reglerna (min kursiv):[1141]

> ”But events occurring before that day may, once the Regulation has entered into force, give rise to those rights and duties. In the absence of an express provision to the contrary, its rules must be regarded as taking effect as soon as they enter into force, inasmuch as they *determine in the present legal consequences of actions in the past*.”

[1138] Smith 1997, sid. 195. Se också Bugge i Grunnloven, sid. 77ff.
[1139] Lamoureux sid. 270. Observera att förbudet är absolut när det gäller straffrättsliga bestämmelser, se t.ex. EG-domstolens avgöranden i målen 63/83 Kirk (ECR 1984 s. 2689) och 21/81 Openbaar Ministerie v. Bout (ECR 1982 s. 381).
[1140] Mål 42 och 49/59 SNUPAT, ECR 1961 s. 53, på sid. 87.
[1141] Mål 44/65 Hessische Knappschaft, ECR 1965 s. 965, på sid. 972. Se även mål 68/69 Bundesknappschaft, ECR 1970 s. 171 angående en liknande frågeställning om pensioner.

Detta synsätt kom att kallas doktrinen om EG-rättens ”omedelbara tillämplighet” (”immediate applicability”). Genom denna undvek EGD i början att ta ställning till frågan om retroaktivitet, åtminstone i formell mening.[1142] Domstolen menade istället att denna tillämpning av reglerna inte hade ”retroactive effect in the proper sense of the expression”.[1143] I rättsfallet Hessische Knappschaft var det fråga om en tillämpning av bestämmelser som åtminstone kom vissa enskilda tillgodo. Doktrinen om reglernas omedelbara tillämplighet gällde enligt domstolen emellertid även när konsekvenserna var negativa för samtliga inblandade enskilda. Detta kom till uttryck i EGD:s praxis på det rättsområde som tidigt blev ett av domstolens främsta, nämligen inom marknadsrätten. Här var det främst fråga om ändrade kvoter och stödformer för import och export inom särskilt reglerade och bidragsfinansierade sektorer, såsom stålproduktion och jordbruk.[1144] I flertalet mål accepterade domstolen att lagstiftningen på området ändrats på detta sätt med tillbakaverkande effekt så att redan ingångna avtal och andra dispositioner påverkades.[1145] Denna grundinställning kan illusteras med domstolens uttalande i Dürbeck-målet, där man hänvisade till det tidigare avgörandet i Tomadini-fallet:[1146]

> ”(…), the principle of the protection of legitimate expectations is one of the fundamental principles of the Community, nevertheless “the field of application of this principle cannot be extended to the point of generally preventing new rules from applying to the future effects of situations which arose under the earlier rules in the absence of obligations entered into with the public authorities”. In the same judgement the Court went on to say that “this is particular true in a field such as the common organisation of markets, the purpose of which necessarily involves constant adjustment to the variations of the economic situation in the various agricultural sectors”.

EGD har i dessa fall menat att de gemensamma reglerna om import- och exportkvoter, utjämningsbidrag och skattelättnader typiskt sett är sådan reglering som kan komma att ändras plötsligt vid behov och att ett omedelbart genomslag då är nödvändigt för full effektivitet över hela marknaden. Dom-

[1142] Lamoureux, sid. 271. I rättsfallet Westzucker (mål 1/73, ECR 1973 s. 723, på sid. 737) menade generaladvokat Roemer till att ett liknande synsätt finns i flera medlemsländers rättsordningar. Bland annat hänvisar han till ett avgörande av f.d. Reichsgericht i Tyskland, där domstolen motiverade att en offentligrättslig bestämmelse skulle tillämpas på fortlöpande förhållanden enbart därför att den utgjorde en del av ”public law”.
[1143] Mål 74/74 CNTA, ECR 1975 s. 533, på sid. 548 (p. 32). Se även Lamoureux sid. 274.
[1144] Sharpstone, på sid. 108.
[1145] Exempelvis mål 37/70 Rewe-Zentrale, ECR 1971 s. 23, mål 1/73 Westzucker, ECR 1973 s. 723, mål 44-51/77 Union Malt, ECR 1978 s. 57, mål 112/77 Töpfer, ECR 1978 s. 1019 och mål 84/81 Staple Dairy, ECR 1982 s. 1763.
[1146] Mål 112/80 Dürbeck, ECR 1981 s. 1095, citatet på sid. 1121 med hänvisning till mål 84/78 Tomadini, ECR 1979 s. 1801.

stolen har pekat på att en sådan regeltillämpning ligger ”i sakens natur” och att de inblandade aktörerna inte kunde ha förväntat sig att tidigare regler och förmåner skulle gälla för alltid. Detta resonemang har främst gällt tilläggslagstiftning,[1147] men även sträckts så långt att de nya reglerna har tillåtits omfatta produkter som tidigare inte varit föremål för reglering.[1148] I några fall har en retroaktiv tillämpning också motiverats med att den varit ägnad att förhindra spekulation.[1149] Den tillbakaverkande effekten av denna lagstiftning har också avsett relativt korta tidsperioder.

11.3.3.2 IRCA-målet

I flera av de föregående målen hade EGD uttalat att den nya regleringen inte var retroaktiv därför att själva importen/exporten ännu inte hade skett.[1150] Att sedan godset redan var på väg eller kontrakterat och handlarna därför ur stånd att ta hänsyn till de nya villkoren, kunde enligt domstolen endast undantagsvis inverka på tillåtligheten i det enskilda fallet.[1151] I IRCA-målet gick emellertid EGD ett steg längre.[1152] Här var det fråga om att reglerna för utjämningsbidrag[1153] på kött ändrades med effekt även på redan genomförd import. Domstolen menade att systemet med dessa bidrag i sig byggde på att de fastställdes i efterhand och att det fortfarande inte var fråga om retroaktiv lagstiftning i egentlig mening. Man hänvisade också till att importörerna var medvetna om hur systemet fungerade och att de därför hade kunnat förutse att lagstiftningen kunde ändras.

IRCA-målet är också intressant ur synvinkeln att det illustrerar hur domstolen arbetar för att, så att säga ”finna den rätta europarätten”. Inför avgörandet levererade generaladvokat Warner ett utförligt yttrande där han belyser frågan om retroaktivitet. Han inleder med att peka på att domstolen tidigare har accepterat att EG-reglerna får direkt effekt även på förhållanden som uppstått före ikraftträdandet, även om övergångsregler till förmån för de enskilda intressena ibland har ansetts nödvändiga.[1154] Han menade dock att aldrig förr hade EGD egentligen tagit ställning till gränserna för tillåtligheten i retroaktiv lagstiftning, vilket han nu tog på sig att göra. För att finna dessa gränser gick han dels till de internationella konventioner som EU har tillträtt (däribland EKMR), dels till medlemsstaternas nationella lagstiftningen på

[1147] Toth, sid. 471.
[1148] Mål 98/78 Racke, ECR 1979 s. 69.
[1149] Mål 2/75 Einfuhr (Mackprang), ECR 1975 s. 607. I detta mål (på sid. 623) citerar generaladvokaten Warner ett uttalande i ett engelskt mål där Lord Green uttalar: ”It scarcely lies in the mouth of the taxpayer who plays with fire to complain of burnt fingers.”
[1150] Det första målet där detta uttalades var mål 17/67 Neuman, ECR 1967 s. 441. Se även Westzucker, domen sid. 729. Lamoureux belyser denna fråga ingående (sid. 273ff).
[1151] CNTA-målet, kommenterat nedan.
[1152] Mål 7/76 IRCA, ECR 1976 s. 1213.
[1153] ”Monetary compensation amounts” eller bara ”mca:s”.
[1154] Ett sådant exempel var mål 74/74 CNTA, ECR 1975 s. 533.

området och den rättspraxis som utvecklats av de högsta instanserna i dessa länder. Denna teknik ska emellertid inte användas för att finna ett slags minsta gemensamma nämnare, utan snarast för att spåra en trend. Här hänvisade Warner till ett uttalande som gjordes redan 1961 av generaladvokat Lagrange i Hoogevens-målet:[1155]

> ”In this way the case law of the Court, in so far as it invokes national laws (as it does to a large extent) to define the rules of law relating to the application of the Treaty, is not content to draw on more or less aritmethical “common denominators” between the different national solutions, but chooses from each of the Member States those solutions which, having regard to the objects of the Treaty, appear to it to be the best or, if one may use the expression, the most progressive. That is the spirit, moreover, which has guided the Court hitherto.”.

11.3.3.3 En presumtion om icke-retroaktivitet

Det första som generaladvokat Warner i IRCA-målet pekar på i sin genomgång av rättsläget i medlemsstaterna är en anmärkningsvärd samsyn om att lagstiftningen bygger på en *presumtion om icke-retroaktivitet*. Denna slutsats får honom att ställa och besvara följande fråga (min kursiv):[1156]

> ”…the question is, I think, where this guidance afforded by the laws of the Member States leads us as regard Community law.
> As to this, I have for my part no doubt. Where a provision of the Treaty directly authorises the Council or the Commission to legislate, the analogy is with national Parliament empowered to enact statutes. Subject to the limitation that *legitimate expectations* may not be defeated, the Institution concerned is free to legislate *retroactively*, but it will be *presumed not to do so*. Its acts will be held to have retroactive effect only if and so far as their terms evince, either expressly or by necessary implication, a clear *intention* that they should have that effect.”

Vad denna presumtion innebär har EGD utvecklat vidare i ett antal domar. För det första gäller den inte inom det straffrättsliga området, där det råder ett principiellt förbud mot retroaktiv lagstiftning i enlighet med art. 7 EKMR. När det gäller processuella bestämmelser gäller det omvända, d.v.s. de är i regel tillbakaverkande på så vis att de gäller direkt, även på inledda förfaranden. När det gäller materiella regler är dessa däremot retroaktiva

[1155] Mål 14/61 Hoogevens, ECR 1962 s. 253, på sid. 283. Se även Hartley, sid. 131ff. och Allgårdh, på sid. 113. Shaw i sin tur kallar detta EGD:s ”comparative method” (Shaw, på sid. 181).
[1156] GA:s yttrande, på sid. 1239. I det efterföljande Racke-målet (mål 98/78 Racke, ECR 1979 s. 69, på sid. 97) uttalar generaladvokat Reischl att europarätten alls inte utesluter retroaktiv lagstiftning och hänvisar till ett färskt avgörande av den tyska Bundesverfassungsgericht (BVG) av den 15/2-78.

endast i den utsträckning som det framgår att det är en klar avsikt från lagstiftarens sida (min kursiv):[1157]

> ”Although procedural rules are generally held to apply to all proceedings pending at the time when they enter into force, this is not the case with substantive rules. On the contrary, the latter are usually interpreted as applying to situations existing before their entry into force *only in so far as it clearly follows from their terms, objectives or general scheme that such an effect must be given to them.*”

Som framgår av detta uttalande, behöver emellertid denna avsikt inte framgå av reglernas ordalydelse. Det räcker med att den kan förstås genom en tolkning av lagstiftningens målsättning, eller genom en systematisk analys av det sammanhang som reglerna förekommer i. Eller som Lamoureux uttrycker det:[1158]

> ”Such authorisation may either be explicitly provided for or deducted from the meaning or the purpose of a particular law and hence established by interpretation.”

Om däremot en retroaktiv avsikt inte kan utläsas eller förstås på detta sätt, har domstolen godtagit de berördas invändningar om att regleringen endast har gällt framåt i tiden.[1159]

11.3.3.4 Isoglukos-målen

Fram till i början av 1980-talet hade EGD – åtminstone när det gällde lagstiftning som rörde reglerade marknader – endast tagit ställning till det tillåtliga i lagstiftning som träffade förhållanden som i någon mening inte var avslutade vid ikraftträdandet.[1160] Härvid utvecklade man som sagt en doktrin om reglernas omedelbara tillämplighet som täckte situationer av s.k. falsk retroaktivitet. Något klart exempel där EGD erkände att ”äkta” retroaktiv

[1157] Uttalande av EGD i mål 212-217/80 Salumi and others (Meridionale), ECR 1981 s. 2735, på sid. 2751.
[1158] Lamoureux, sid. 280, där han hänvisar (not 35) till en dom av Bundesverfassungsgericht (BVG den 8 juni 1977, EuR 1978 s. 142). Han menar även att ett liknande synsätt gäller enligt fransk rätt och säger angående internationell rätt (sid. 287, not 55, min kursiv): ”According to art. 28 in the Vienna Convention on the Law of Treaties, *unless a different intention is apparent from the treaty or is otherwise established*, the provisions of a treaty are not binding upon a party as regards an act or an event which occurred prior to the date of entry into force of the treaty in relation to that party or a situation which had ceased to exist at that date.”.
[1159] Se exempelvis mål 212-217/80 Salumi, ECR 1981 s. 2735, mål 1/84 Ilford, ECR 1984 s. 423 och 70/83 Kloppenburg, ECR 1984 s. 1075.
[1160] Mål 37/70 Rewe-Zentrale, ECR 1971 s. 23 var visserligen det första rättsfallet där ”äkta” retroaktivitet godtogs, men avgörandet brukar betraktas som ett undantag eftersom förhållandena var exceptionella (stundande valutakris). De tidiga rättsfallen om rätt till pension (se avsnitt 11.3.3) kan också sägas gälla äkta retroaktivitet.

lagstiftning var tillåten hade inte uppträtt förrän de s.k. Isoglukos-målen.[1161] Bakgrunden var följande: Rådet hade tidigare utfärdat en förordning som givit kvoter för försäljningen av konstgjorda sötningsmedel, s.k. isoglukoser. Förordningen hade emellertid blivit underkänd av EGD på grund av formella fel. Därefter – och långt efter det att de transaktioner som regleringen gällde var avslutade – antog Rådet ytterligare en förordning med identiskt innehåll. EGD godtog emellertid denna reglering trots den ”äkta” retroaktiviteten som sträckte sig lång tid tillbaka, eftersom den syftade till att tillgodose ett tungt vägande intresse.[1162] Man menade också att regleringen egentligen bara återställde rättsläget till vad som framgick av den underkända förordningen och att ändringen därför var förutsebar av marknadens aktörer, som f.ö. utgjordes av ett fåtal producenter som var väl insatta sammanhanget. Generaladvokaten Reischl angav förutsättningarna för att sådan retroaktivitet kunde godtas i det att han parafraserade ett ofta återgivet uttalande av EGD i i Racke- och Decker-målen (min kursiv):[1163]

> ”*Thus it may be said that Community law by no means precludes retroactivity, including genuine retroactivity*, and that for retroactivity to be lawful *two criteria* have to be satisfied: first, whether the *purpose to be achieved demands such an effect* – and in that connection mandatory demands of public interest or, in the words of Bundesverfassungsgericht (Federal Constitutional Court), imperative reasons affecting the public weal might be material – and secondly, whether the *legitimate expectations of the parties concerned is respected*, that is to say whether such persons ought to have expected a retroactive measure. It does not, however, appear to be of decisive importance, in the light especially of the relevant case-law of national courts, whether the retroactivity is to apply for a shorter or longer period. That aspect may thus at the most be relevant in connection with the two aforementioned criteria, in particular with that of the protection of legitimate expectations.”

11.3.3.5 Förutsättningar för att bryta presumtionen om icke-retroaktivitet

Enligt EGD är det alltså fråga om *två grundläggande förutsättningar* för tillåtlig retroaktivitet som gäller samtidigt och vid sidan av den klara avsik-

[1161] Mål 108/81 Amylum, ECR 1982 s. 3107, mål 110/81 Roquette Frères, ECR 1982 s. 3159 och mål 114/81 Tunnel Refineries, ECR 1982 s. 3189. Jag skriver ”klart exempel” därför att det även på detta område är svårt att ange vad som är falsk respektive äkta retroaktivitet. Såväl Kommissionen, som generaladvokat Warner ansåg att det var fråga om äkta retroaktivitet i IRCA-målet. Domstolen var, som redan nämnts, av en motsatt uppfattning.

[1162] Den kontroversiella förordningen meddelades i februari 1981 och gällde för tiden 1/7-79 – 30/6-81. Angående tidsutdräkten refererar Lamoureux (sid. 280, not 36) till en dom av BVG den 15/2-78 (EuGrZ, 1978 s. 379) där man godtog att en lagstiftning hade gjorts retroaktiv för en period av 16 år.

[1163] Amylum, GA:s yttrande på sid. 3144. Det uttalande av EGD som Reischl hänvisar till återfinns mål 98/78 Racke, ECR 1979 s. 69, på sid. 86, och mål 99/78 Decker, ECR 1979 s. 101, på sid. 111.

ten; för det första måste en sådan tillämpning vara *nödvändig med hänsyn till de ändamål* som lagstiftningen ska fylla. När det har gällt de typiska rättsfallen i dessa sammanhang – som har handlat om marknadsreglerande lagstiftning – har instabilitet på den gemensamma marknaden utgjort exempel på sådana intressen. Även behovet att ett enhetligt system för bidrag och liknande har lyfts fram i EGD:s motiveringar.[1164] För det andra måste ändå de *enskildas berättigade förväntningar respekteras*. En utvärdering av rättspraxis i denna fråga visar att EGD inte haft några problem att acceptera falsk retroaktivitet i dessa sammanhang, även om detta har rubricerats som en fråga om reglernas omedelbara tillämplighet. Domstolen har emellertid varit mer tveksam till den äkta varianten, och när denna ändå har accepterats har detta förutsatt att det har funnits tungt vägande allmänna intressen (”overriding public interest”) som talar för.[1165] Till detta kommer dessutom att de inblandades berättigade förväntningar måste respekteras. Det är dock knappast fråga om något absolut skydd för sådana förväntningar, utan väsentligen en fråga om en avvägning mellan de intressen – oftast allmänna – som talar för retroaktivitet och de enskilda intressen som talar emot. I slutändan är det alltså fråga om en intresseavvägning eller en rimlighetsbedömning, vilket nog kan sägas gälla oavsett om det är fråga om falsk eller äkta retroaktivitet.[1166] För detta synsätt talar också det att faktum att det kan vara svårt att göra en klar distinktion mellan dessa olika varianter. Vid en genomgång av målen i EGD är det inte alldeles enkelt att klart ange vilket slags retroaktivitet som ska anses gälla i den ena eller andra situationen, och – som jag nämnde ovan – förvirringen i nomenklaturen finns ju ända in i domstolen.

11.3.3.6 EG-rättsliga principer och retroaktivitet

Något liknande kan sägas om de europarättsliga principer som åberopas i detta sammanhang. I den svenska EG-litteraturen hänvisas gärna till såväl proportionalitetsprincipen och rättssäkerhetsprincipen, som principen om välförvärvade rättigheter och den om respekten för berättigade förväntningar.[1167] Jag ska här inte uttala mig om dessa principer i ett vidare sammanhang. Efter en genomgång av EGD:s rättspraxis angående retroaktivitetsfrågan hävdar jag dock att det är möjligt att sortera något i denna principiella djungel enligt följande: Principen om välförvärvade rättigheter

[1164] Isoglukosfallen är exempel på ett sådant resonemang, liksom mål 84/81 Staple Dairy, ECR 1982 s. 1763.
[1165] Lamoureux sid. 271, Hartley sid. 144.
[1166] Se bl.a. Lamoureux, sid. 278. Schwarze (sid. 1145) väljer en något annan betoning; för att äkta retroaktivitet ska vara tillåtlig, krävs tungt vägande intressen som talar för detta. I situationer av falsk retroaktivitet krävs det istället att de berättigade förväntningarna väger tungt för att reglerna inte ska gälla omedelbart på alla befintliga förhållanden.
[1167] Se EU-Karnov 1998/99, sid. 2318, avsnitt 5.2.4.

spelar numera ingen eller liten roll i denna praxis.[1168] Rättssäkerhetskravet kan sägas komma till uttryck på två sätt. Dels utgör det själva grunden för den restriktiva hållningen gentemot retroaktiv lagstiftning på så vis att denna princip betonar vikten av att de rättsliga konsekvenserna av en handling ska vara förutsägbara.[1169] Dels kommer rättssäkerhetsprincipen till uttryck i kravet att det ska vara möjligt att utläsa eller uttolka en retroaktiv avsikt. Proportionaliteten avser i detta sammanhang det faktum att det i sista hand ska göras en rimlighetsvärdering av ingreppet.[1170] I denna del är det enligt Hartley fråga om ett relativt fritt skön för domstolen, analogt med den engelska idén om ”reasonableness”.[1171] Återstår så principen om berättigade förväntningar.

11.3.3.7 Berättigade förväntningar

Principen om skydd för berättigade förväntningar är hämtad från Tyskland.[1172] Eftersom den tyska författningen saknar en uttrycklig regel om retroaktiv lagstiftning, har det där istället utvecklats en doktrin om ”Vertrauensschutz” i rättspraxis. Innebörden av denna doktrin är att lagstiftarens åtgärder inte från – i frånvaron av tungt vägande allmänna skäl – kränka de enskildas berättigade förväntningar. Den EG-rättsliga principen om berättigade förväntningar har tagit intryck av den tyska doktrinen, men har också vidareutvecklats av EGD. I domstolens praxis finns några faktorer som är återkommande vid beskrivningen av dessa förväntningar, som inte bara förekommer i diskussionen om retroaktiv lagstiftning. Vi har här att göra med en allmän rättsprincip som kan läggas till grund för tolkningen av EG-rätten, för att ogiltigförklara regler samt för att tillerkänna enskilda skadestånd.[1173]

Den första kriteriet på en berättigad förväntning är att den innehas av en omdömesgill person i den krets som berörs av regleringen (”prudent man”). Eller för att citera Hartley när han exemplifierar från den EG-reglering som

[1168] I tidigare rättspraxis fanns det resonemang om denna princip där den främst kom att spela en roll i en rad fall som rörde frågor kring villkoren för de anställda på Kommissionen (s.k. ”staff cases”, se nedan). Den omnämns också på denna tid i några andra typer av mål (se bl.a. generaladvokat Roemers uttalande i mål 1/73 Westzucker, ECR 1973 s. 723, på sid. 739ff), men antalet fall där den faktiskt har påverkat domslutet är ytterst få. Lamoureux (sid. 275) menar att det bara finns ett renodlat sådant exempel och ytterligare ett litet antal mindre klara fall. Typiskt sett har EGD ansett att det inte existerar några välförvärvade rättigheter i samband med den marknadsreglerande lagstiftningen, se exempelvis målen 95-98/74, 15 och 100/75 Union Nationale, ECR 1975 s. 1615. Lamoureux menar också att i praktiken är det den bredare principen om berättigade förväntningar som ger begränsningarna för retroaktiv lagstiftning. Schwarze (sid. 1117) har en liknande uppfattning.
[1169] Hartley, sid. 143, även Shaw, sid. 185 och Toth, sid. 473.
[1170] Schwarze, sid. 1130.
[1171] Hartley, sid. 148.
[1172] Se Westzucker-målet, domen på sid. 729.
[1173] Hartley sid. 145, Algårdh & Norberg, sid. 116.

givit nya och ”retroaktiva” villkor på marknaden för jordbruksprodukter (min kursiv):[1174]

> ”First of all, an expectation is not legitimate unless it is reasonable: the question here is whether a prudent man would have had the expectation. In deciding this, one must take all the circumstances into account: for example, in the case of a measure affecting grain dealers, one must ask whether a *prudent dealer of reasonable knowledge and experience would have relied on the expectation*: if he would not, the expectation is not legitimate.”

Det är heller inte enbart fråga om de berördas subjektiva tro, bedömningen ska i någon betydelse vara objektiv (kursiv i original):[1175]

> ”In that connection it is certainly not merely a question of the *factual subjective belief* of the applicants but whether there can be said to be a legitimate expectation worthy of protection, that is, whether the applicants, on the basis of all the essential factors known at the time, were at liberty to assume that the levies would be repaid to them.”

Till detta kommer att de förväntningar som respekteras i sammanhanget endast kan täcka normala villkor på marknaden. Den omdömesgilla personen förväntas alltså agera lojalt i förhållande till marknaden och de regler som gäller för denna, han ska handla ”within the normal course of business”; den som spekulerar i eventuella kryphål i lagstiftningen eller i abnorma förhållanden har inga förväntningar som måste respekteras av lagstiftaren.[1176]

Det är vidare så att berättigade förväntningar är något som man kan ha på en situation som uppfattas som *säker.* Det ska vara fråga om att den berörde hade skälig anledning att tro att hans rättsliga position skulle förbli oförändrad och han därför har handlat med ledning av detta.[1177] Däremot kan sådana förväntningar inte knytas till ett osäkert läge, oavsett om det avser ekonomin eller juridiken. Vanlig ekonomisk osäkerhet är en ingrediens som normalt ingår i alla sunda affärstransaktioner. Vad de berörda kan ha förväntningar på när det gäller regelverket är att ett klart rättsläge förblir vid detsamma.[1178] Eller som Sharpstone uttrycker det:[1179]

[1174] Hartley sid. 145 med hänvisning till rättsfallen Union Nationale (ECR 1975 s. 1615), Union Malt (mål 44-51/77, ECR 1978 s. 57) och Lührs (mål 78/77, ECR 1978 s. 169).
[1175] Generaladvokat Reischl i rättsfallet Amylum, på sid. 3148.
[1176] Se rättsfallet Einfuhr (Mackprang) som kommenterats ovan.
[1177] Hartley sid. 144.
[1178] Lamoureux sid. 294. Se även Karnov sid. 2318, not 15, vä sp: ”Principen kan endast åberopas i de fall då gemenskapen själv tidigare skapat en situation som utgör grund för en berättigad förväntning, men säkrar inte ett upprätthållande av marknads- och strukturpolitiska förhållanden.”.

> ”What gives rise to a claim of legitimate expectations is not, in fact, classical economic uncertainty. It is, if anything, the opposite: that the economic agent thought he ‘knew’ – or could predict with reasonable confidence – what was going to happen, but events turned out differently.”

Som jag har nämnt tidigare har EGD också i flera avgöranden betonat att det ingår i systemets natur – t.ex. med avseende på tilläggsregler för importkvoter och utjämningsbidrag – att det kan komma att förändras plötsligt med omedelbar effekt utifrån förändringar på marknaden och liknande situationer. Berättigade förväntningar kan inte heller existera om en lagstiftning med retroaktiv effekt är förutsebar. Det måste enligt Lamoureux vara fråga om en intervention från lagstiftarens sida som ”faller från skyarna” (mina anmärkningar i kursiv):[1180]

> ”The principle of legitimate expectations may, therefore, be relied upon only where the persons concerned could not reasonably have anticipated retroactive measures, taking into account, as the Court emphazised in Case 84/81 *(Staple Dairy)*, the background to the legislation, its scope and the objectives pursued. To use the imagine adopted by Mr Advocate-General Mayras, the retroactivity must burst like a “clap of thunder in a clear sky”.”. *(uttalande av generaladvokaten i rättsfallet Union Malt, ECR 1978 s. 91).*

Man får heller inte glömma att de berättigade förväntningarna är en av flera faktorer som ingår i en helhetsvärdering eller, med andra ord, en avvägning mellan allmänna och enskilda intressen. I denna situation kan de motstående intressenas tyngd inverka på hur mycket som dessa förväntningar ska skyddas.[1181] Detta kan innebära att, om de allmänna intressenas tyngd är tillräckligt stor, får de berättigade förväntningarna helt träda tillbaka.[1182] Vid en genomgång av EGD:s rättspraxis på detta område är det tydligt att intresseavvägningen ofta har utfallit till förmån för lagstiftaren och den mer eller mindre ”retroaktiva” lagstiftningen. Om vi bortser från det straffrättsliga området, kan bland de avgöranden där utgången blivit den motsatta nämnas

---

[1179] Sharpstone sid. 107. Se även Schermers på sid. 67f där han hänvisar till Waelbroecks sex kriterier för att betrakta en förväntning som berättigad (Examen de jurisprudence 1971 à 1977, 22 RCJB (1978), pp. 76f, en för mig otillgänglig källa).

[1180] Lamoureux sid. 280, citatet på sid. 295.

[1181] Se bl.a. Schermers, som hänvisar till rättsfallet Tomadini och uttalar: ”The protection of the legitimate expectation is not a compelling principle which always take priority. It will yield to overriding considerations of public interest.” (Schermers, sid. 67).

[1182] Lamoureux sid. 278 och 293ff, Hartley sid. 144 samt Schwarze sid. 1130 med något olika uppfattningar om förhållandet mellan det tungt vägande intresset och skyddet av de berättigade förväntningarna. Lamoureux å ena sidan menar att det avgörande är att det finns tungt vägande skäl som talar för äkta retroaktivitet. Schwarze å den andra menar att de berättigade förväntningarna alltid ska skyddas, men att kravet däremot inte ställs särskilt högt; det räcker att de ”duly respects”. Se också generaladvokat Roemers uttalande i Westzucker, ECR 1973 s. 723, på sid. 741.

rättsfallen Salumi[1183] och Ilford.[1184] I ytterst få mål inför domstolen har de berördas berättigade förväntningar avgjort saken till lagstiftarens nackdel.[1185] Sharpstone menar att dessa avgöranden kännetecknas av att en annan utgång hade framstått som ”orimliga ur en ekonomisk synvinkel”.[1186] Det mest kända fallet där invändningen om berättigade förväntningar har lyckats härrör f.ö. från arbetsrättens område, rättsfallet Staff Salaries No. 1.[1187] Här underkände EGD Kommissionens ensidiga åtgärder för att under löpande avtalsperiod undkomma de lönetariffer som gällde för anställda i Bryssel. Som ett annat och kanske mer näraliggande exempel på en framgångsrik invändning om berättigade förväntningar brukar nämnas rättsfallet CNTA.[1188] Här var det fråga om nya regler som innebar minskade bidrag för import av säd. EGD godtog i och för sig att regleringen, men menade att vissa övergångsregler måste till för att skydda redan träffade transaktioner. Detta fall kan emellertid ses som något exceptionellt, eftersom domstolen vid flera andra tillfällen har uttalat att marknadens aktörer normalt inte kan förlita sig på att systemet med utjämningsbidrag ska förbli oförändrat.[1189] I rättsfallet Meiko[1190] var det fråga om en reglering som retroaktivt bestämde att bidrag för produktion av körsbär förutsatte att vissa kontrakt hade varit inlämnade till de nationella jordbruksmyndigheterna före en viss datum. Det är inte särskilt förvånande att EGD ansåg att denna ordning kränkte odlarnas berättigade förväntningar och dessutom var rent godtycklig. Även i rättsfallet Crispoltoni[1191] underkände domstolen en liknande ordning för prissättning på tobak. Avgörande för utfallet i detta mål var att odlarna redan hade tagit de för produktionen avgörande besluten när de nya reglerna kom. Eftersom de nya priserna var satta för att styra storleken på produktionen framstod regleringen som meningslös. Eller för att använda EGD:s uttryck från rättsfallen Racke och Decker; det saknades ett ändamål med den retroaktiva lagstiftningen. Till detta kom att odlarna hade – även om de hade kunnat förutse sådana åtgärder – berättigade förväntningar på en viss tidsutdräkt innan de nya priserna skulle börja gälla.

[1183] Mål 212-217/80, ECR 1981 s. 2735.
[1184] Mål 1/84, ECR 1984 s. 423.
[1185] Det lär finnas ett hundratal EGD-domar enbart om retroaktivitetsfrågan.
[1186] Sharpstone, på sid. 160 där hon använder uttrycket ”not make economic sense”. En liknande slutsats dras av Lamoureux (sid. 277) och Schwarze som pekar på de få fallen där utfallet gått de enskildas väg, oavsett om det har varit fråga om äkta eller falsk retroaktivitet (sid. 1113, se även sid. 1139 och 1171).
[1187] Mål 81/72, ECR 1973 s. 575.
[1188] Mål 74/74, ECR 1975 s. 533.
[1189] Sharpstone sid. 128. För ett relativt sent avgörande om produktionskvoter som bekräftar denna inställning från EGD:s sida, se rättsfallet Delacre (ECR 1990 I s. 395, pp. 33-34 i domen).
[1190] Mål 224/82, ECR 1983 s. 2539.
[1191] Mål C 368/1989, ECR 1991 s. 3695.

Slutligen vill jag peka på att det förekommer i både EGD:s praxis och i EG-rättslig doktrin att förutsebarheten i en lagstiftningsåtgärd ingår betonas som en viktig del i bedömningen av de berättigade förväntningarna.[1192] Lamoureux går t.o.m. så långt att han påstår att bedömningen av en åtgärds förutsebarhet i EGD:s praxis har utvecklats till den avgörande motvikten till de intressen som talar för retroaktiv lagstiftning:[1193]

> ”The decisive factor is the existence of an overriding matter of public interest. It appears that the principle of legitimate expectations plays a secondary role, in so far as the Court considers only whether the measure in question was foreseeable. The only question which has not yet been finally resolved is whether the Court would accept the general interest as being sufficient in itself to justify retroactivity in certain cases.”

[1192] Se generaladvokat Warner i IRCA-målet (ovan), på sid. 1237 och domen i rättsfallet Union Malt (ovan), på sid. 82.
[1193] Lamoureux sid. 295, där han också hänvisar till mål 146/77 British Beef, ECR 1978 s. 1360.

11.4 Utgångspunkter för en diskussion om retroaktivitet

11.4.1 Inledning

I den svenska debatten om Klippan-domen har Regeringsrättens ställningstagande setts som en efterlängtad anpassning av svensk praxis till de allmänna rättsgrundsatser som europarätten bygger på.[1194] Och i en betydelse måste detta kunna sägas vara riktigt; domen innebär en betydlig modifiering av den princip som slogs fast i RÅ 1988 ref. 132 om att på förvaltningsrättens område har samtliga regler – såväl processuella, som materiella – tillbakaverkande kraft i full utsträckning.[1195] Emellertid förefaller flera författare också mena att europarätten rent allmänt bygger på ett i det närmaste absolut förbud mot retroaktiv lagstiftning, i linje med den inställning som förespråkades av Regeringsrättens minoritet i Klippan-målet.[1196] Jag har emellertid svårt att finna stöd för den uppfattningen i den rättspraxis som utvecklats av EG-domstolen och i den internationella EG-rättsliga litteraturen. Bidragande är också att det råder en viss förbistring i terminologin på området när det gäller uttrycket ”retroaktivitet”. Det kan därför vara på plats att inleda diskussionen om miljöbalkens eventuella retroaktivitet med att ange några utgångspunkter som jag menar är grundläggande i sammanhanget. Dessa rör tre frågor; om skillnaden mellan lagtolkning och

[1194] Se Bernitz i Festskrift till Stig Strömholm (och i Scandinavian studies of law 2000) samt Warnling-Nerep FT 1998 s. 149 och i Festskrift till Fredrik Sterzel.

[1195] När det gällde retroaktivitet på förvaltningsrättens område var nog den förhärskande uppfattningen fram till slutet av 1980-talet den som framgick av Lagrådets uttalande i lagstiftningsarbetet med 1986 års plan- och bygglag (prop. 1985/86:1 sid. 860), nämligen: ”Enligt en allmänt erkänd grundsats bör processuella bestämmelser i ny lagstiftning i princip tillämpas omedelbart efter ikraftträdandet, även om de bakomliggande förhållandena härrör från tiden dessförinnan. Däremot anses att nya bestämmelser av materiell innebörd som regel bör tillämpas endast i fråga om förhållanden som inträtt efter den nya lagstiftningens ikraftträdande.”. Regeringsrättens avgörande 1988 om E6:ans dragning vid Bratteforsåns dalgång innebar ett avsteg från denna uppfattning. Här uttalades att det följde av ”allmänna förvaltningsrättsliga grundsatser” att såväl processuella, som materiella bestämmelser skulle tillämpas på de förhållanden som var föremål för prövning med den tillbakaverkande effekt som kunde följa därav. Avgörandet blev kritiserat i den förvaltningsrättsliga litteraturen, bl.a. av Wennergren i en artikel i Förvaltningsrättslig tidskrift från 1993 (FT 1993 s. 275). Wennergren menade att Regeringsrätten hade förväxlat frågan om retroaktivitet med den om förvaltningsbesluts rättskraft och uttalade (på sid. 280): ”Enligt min mening ger dessa uttalanden en helt skev bild av vad jag uppfattar som gällande förvaltningsrättsliga grundsatser. Dessa får tvärtom anses sammanfalla med de allmänna rättsgrundsatser som lagrådet beskrivit.”. Wennergren menade vidare att lagrådsuttalandet endast tar sikte på vad som gäller om inte annat talar emot. Det finns dock ett stort utrymme för undantag från denna huvudregel om icke-retroaktivitet. När det gällde ärendet om E6:ans dragning hade beslutet inte vunnit rättskraft när de nya reglerna trädde i kraft och därför kunde alltså dessa tillämpas vid regeringens prövning av ärendet. Han ansåg också att till förmån för en sådan slutsats talade även det faktum att såväl motstående enskilda intressen, som det allmänna miljöintresset gynnades av en sådan regeltillämpning.

[1196] Avsnitt 11.2.3.2.

retroaktivitet, om användningen av retroaktivitet som rättsligt begrepp och om innebörden av den EG-rättsliga praxis som redovisats ovan.

11.4.2 Lagtolkning och retroaktivitet

Inledningsvis ett påpekande som kan verka banalt; ett materiellt avgörande av en prejudikatsinstans är alltid ”tillbakaverkande” i den betydelsen att det utgör ett auktoriserat ställningstagande till hur en rättsregel borde ha tolkats redan från det att den trädde i kraft. Även om jag menar att stabil myndighetspraxis utgör en rättskällefaktor i sig på förvaltningsrättens område, är det ändå den högsta överprövningsinstansen som slutligen tolkar lagen. I denna för oss självklara konstruktion ligger följaktligen att den slutliga domen kan gå emot vad som tidigare betraktades som gällande rätt och ge stöd för anspråk som tidigare bedömdes vara utsiktslösa.[1197] I den bemärkelsen verkar alltså domen ”bakåt” och kan därför på ett sätt sägas vara retroaktiv. En sådan förståelse av retroaktivitetsbegreppet gör det emellertid så vidsträckt att det blir oanvändbart. Jag tror att diskussionen underlättas av att man klart skiljer på vad som menas med *lagtolkning* respektive *retroaktiv regeltillämpning*. Man bör emellertid vara uppmärksam på att dessa två rättsliga operationer är intimt förknippade med varandra. Först när domstolen slutligt har bestämt hur en regel ska förstås, är det möjligt att ta ställning till vad som är retroaktivt i sammanhanget. Eller för att uttrycka det med Smiths ord (kursiv i original):[1198]

> ”I den forstand at det nesten ikke er grenser for hva som gjennom tolkning *kan* legges inn i lov – dersom viljen bare er stark nok – er tillbakevirkningsforbudet *aldri* mer enn et ”prinsipp for lovtolkning”. Men prinsippets *gjennomslagskraft* kan selvsagt være mer eller mindre sterk.”.

Förhållandet mellan regeltolkning och retroaktivitet kan illustreras med den danska diskussionen om undersökningsplikten enligt 72 § miljøbeskyttelseloven (MBL). I Shell-målet[1199] ansåg Højesterets majoritet att såväl bestämmelsens ordalydelse, som förarbetena talade för att den endast kunde tillämpas för undersökningar av områden som blivit förorenade efter tidpunkten för regelns ikraftträdande (1992). Minoritetens gjorde alls inte samma tolkning av 72 § MBL. Den konstaterade inledningsvis att ordalydelsen och förarbetena var oklara när det gällde bestämmelsens tillämplighet på

[1197] Med hänvisning till de negativa verkningar som en dom på detta sätt kan få på den inre marknaden, har EGD i vissa fall uttalat att dess dom endast gäller framåt i tiden. Se exempelvis mål 43/75 Defrenne (ECR 1975 s. 481). Se även Shaw sid. 184 och Algårdh & Norberg sid. 117 med hänvisning till flera EGD-avgöranden.
[1198] Smith i Lov og rett, på sid. 203.
[1199] Avsnitt 5.3.5.

verksamhet som var nedlagd före 1992. Man menade dock att denna oklarhet i tolkningsdatan inte tvingade till en snäv förståelse av paragrafen. En sådan tolkning skulle dessutom föra till praktiska svårigheter vid användningen av bestämmelsen, eftersom den var avsedd just för att klarlägga sådana bakomliggande förhållanden. Därefter tillade minoriteten:[1200]

> ”Vi mener, at det må have formodningen imod sig, at det fra lovgivers side har været meningen – med de angivne konsekvenser – at begrænse bestemmelsens anvendelseområde til kun at angå aktuelt forurenende virksomheder. Vi mener derfor, at der i miljøbeskyttelselovens § 72 er hjemmel til at udstede påbud, uanset om det kan påvises, at virksomheden aktuelt forurener. Vi finder endvidere, at § 72, der må opfattes som en skærpelse af miljøkravene bl.a. til virksomheder som appellanternes, må kunne håndhæves overfor disse virksomheder, uanset om miljøforureningen har fundet sted inden lovens ikrafttræden.”

Jag menar att minoritetens sätt att resonera är ett gott exempel på hur regeltolkning bör gå till på miljörättens område; en extensiv tolkningsmodell som innebär att om inte ordalydelsen ger klart besked i en fråga, går vidare och frågar efter bestämmelsens ändamål och systematiska sammanhang. Detta är också en tolkningsmodell som förfinats av EGD i dess tolkning av EG-rätten, ett faktum som också bör påverka de nationella domstolarnas regelförståelse.[1201] Det kan i längden bli svårt beakta de europarättsliga rättsgrundsatserna utan att ansluta till denna extensiva tolkningsmetod. Att dessa grundsatser även inkluderar de miljömål som EU sätter upp är måhända något som har försvunnit i debatten. Vad jag alltså vill ha sagt i denna del är att frågan om en lagstiftningsåtgärd är retroaktiv måste besvaras utifrån en *konkret bedömning av rättsläget vid en viss tidpunkt* och att denna bedömning är beroende av hur rättsreglerna tolkas. Först när denna regeltolkning är gjord, kan retroaktivitetsspörsmålet besvaras.[1202]

[1200] UfR 1999 s. 1600H, på sid. 1610.
[1201] Avsnitt 1.3.5.2.
[1202] Att retroaktivitesförbudet också kan inverka på tolkningen av en regel, ändrar inte på slutsatsen att man bör skilja dessa frågor åt. Jag har tidigare pekat på att i den debatt som följde efter Klippan-domen talade Warnling-Nerep och jag förbi varandra (avsnitt 1.4.3.1). Min artikel handlade om Regeringsrättens dom i sak (d.v.s. om innebörden av 5 § i dess lydelse före 1/7-89), hon diskuterade frågan om retroaktiv lagstiftning, en distinktion som jag uppfattade att hon så småningom accepterade (se FT 1998 s. 261, på sid. 261). Numera betecknar emellertid Warnling-Nerep denna diskussion som en ”dispyt” som berodde på att ”Vad den ene avser med ”retroaktivitet” behöver inte uppfattas som något ”retroaktivitet” av den andre, vilket onekligen försvårar en konstruktiv debatt.”. (Warnling-Nerep i Festskrift till Fredrik Sterzel, på sid. 386, med hänvisning till FT-debatten i not 31). Här har jag svårt att följa Warnling-Nerep tankegång; hur kan en diskussion om ett avgörande i sak (min första artikel) betraktas som en diskussion om tillåtligheten i retroaktiv lagstiftning (hennes d:o)?

11.4.3 Betydelsen av begreppet ”retroaktivitet”

Även i andra avseenden används retroaktivitetsbegreppet på ett sätt som jag menar är förvirrande. Ett exempel på detta ges i Barsebäcks-målet.[1203] Här argumenterade Sydkraft för att avvecklingslagen och regeringens avstängningsbeslut var rättsstridiga eftersom de i efterhand förbjöd en verksamhet som var tillåten genom ett lagakraftvunnet, gynnande beslut (koncession att driva kärnkraftverk). Bolaget hade flera grunder för sin inställning; avvecklingslagen var oförenlig med ett etablerat generellt förbud mot retroaktiv lagstiftning, samtidigt som man också hävdade att regeringens avstängningsbeslut innebar en retroaktiv tillämpning som inte hade klart stöd i denna lag. Slutligen menade Sydkraft att beslutet stred mot den allmän rättsgrundsatsen om skydd för berättigade förväntningar.[1204] Som bekant accepterade inte Regeringsrätten detta synsätt. Om denna fråga skrev Sterzel i rättsfallskommentaren i Juridisk Tidskrift:[1205]

> ”Jag kan således inte invända när RegR konstaterar, att det inte finns något förbud mot retroaktiv lagstiftning vid sidan av 2:10 RF och att lagstiftningspraxis inte har upprätthållit ett sådant förbud men iakttagit större eller mindre restriktivitet på olika rättsområden. Något skydd finns inte heller föreskrivet i Europakonventionen eller EG-rättens regelverk, framhåller RegR. Slutkonklusionen är direkt anknuten till målet: Det skydd för den enskilde mot förvaltningsrättslig lagstiftning med retroaktiva eller liknande effekter, som har etablerats i svensk och europeisk praxis, har inte en sådan räckvidd att avvecklingslagen kan sägas strida mot någon rättsregel. Eftersom skrivningen lämnar öppet hur man skulle ställa sig i ett fall, där omständigheterna talar mindre påfallande mot den drabbade, måste jag ansluta mig.”.

Som jag har nämnt tidigare, utlöste Sterzels rättsfallskommentar kritiska reaktioner från de författare som varit engagerade på Sydkrafts sida i målet. Så invände von Quitzow mot Sterzels beskrivning av det europarättsliga retroaktivitetsförbudet (min kursiv):[1206]

> ”Diskussionen är stundom mer politiskt-pragmatiskt betingad än akademisk och juridisk. Detta kommer tydligt till uttryck beträffande MKB-direktivet. Detsamma torde gälla beträffande spörsmålet om retroaktivitet. Jag börjar med det senare. Frågan om retroaktivitet omgärdas av en viktig och nyansrik rättspraxis. Utgångspunkten är likväl ett förbud mot retroaktivitet som bl.a. kommer till uttryck i bestämmelserna i rådets förordning 17/62 beträffande konkurrensreglernas tillämpning på s.k. gamla respektive nya avtal. I EG-domstolens praxis gäller det att fastställa huruvida en åtgärd verkligen är att klassificera som retroaktiv eller om den istället är att betrakta som omedelbar

[1203] RÅ 1999 ref. 76.
[1204] RÅ 1999 ref. 76, på sid. 427 och 445.
[1205] Sterzel i JT 1999-2000, på sid. 664f.
[1206] von Quitzow i JT 1999-2000, på sid. 974.

tillämpning av en regel.[1207] Endast i särskilt kvalificerade undantagsfall kan retroaktivitet anses föreligga.[1208] *Det torde sålunda vara frågan om något helt annat än det som Sterzel uttrycker*."

von Quitzows resonemang är inte klargörande. Han hänvisar till doktrinen om EG-reglernas omedelbara tillämplighet.[1209] Denna doktrin användes länge av EGD i situationer av "falsk retroaktivitet" som ett sätt att acceptera denna typ av lagstiftning utan att uttryckligen behöva ta ordet i munnen. Sedan tilläger von Quitzow helt riktigt att bl.a. rättsfallet Tunnel Refineries – ett av de s.k. isoglukosmålen – innebar att domstolen accepterade "äkta retroaktivitet" under vissa förutsättningar. Att sedan Sterzel inte använder sig den gängse beteckningen på den EG-rättsliga doktrinen är knappast något argument i sak, inte minst som de slutsatser han drar är riktiga. Det finns ingenting i EGD:s rättspraxis som talar för att avvecklingslagen över huvud taget skulle betraktas som retroaktiv lagstiftning. Den slutsats som Regeringsrätten och Sterzel drar i denna del är knappast ens kontroversiell. Detsamma kan inte sägas om Sydkrafts argument, som här måste betraktas som långsökta. Det är klart att man kan kalla all slags lagstiftning och alla beslut som ingriper i rådande egendomsförhållanden för "retroaktiva". Med denna nomenklatur skulle detta t.ex. omfatta beslut om naturreservat på privat mark. En sådan definition av begreppet blir emellertid så vidsträckt att den blir meningslös. Uttrycket bör istället reserveras för sådan lagstiftning som är *tillbakaverkande* i den betydelsen att den kopplar rättsliga effekter (positiva eller negativa för den enskilde) till förhållanden som i någon betydelse är *avslutade före lagens ikraftträdande*. Att för framtiden förbjuda en verksamhet som bedrivs med koncession kan vara expropriation eller rådighetsinskränkning och ska bedömas efter de regler – nationella, som europarättsliga – som gäller för sådana intrång. Att kalla detta för "retroaktiv lagstiftning" tillför bara förvirring.

11.4.4 EG-rättsliga kriterier för tillåten retroaktivitet

11.4.4.1 Den rättsvetenskapliga diskussionen om retroaktivitet

Att frågan om retroaktiv lagstiftning är kontroversiell har jag nämnt tidigare. Detta faktum återspeglas även i den juridiska litteraturen på området på så vis att olika författare drar ganska skilda slutsatser från ett och samma källmaterial. Även om det är fråga om olika nyanser i tolkningen av gällande

[1207] Not med hänvisning till målen 17/67 Neuman I, ECR 1967 s. 441, 43/75 Defrenne och 63/83 Kirk (se ovan, avsnitt 11.3.3.1).
[1208] Not med hänvisning till målen 1/84 Ilford, 37/70 Rewe Zentrale och 114/81 Tunnel Refineries (se ovan, avsnitt 11.3.3.5).
[1209] Avsnitt 11.3.31.

rätt, kan det vara värt en kommentar. Så finns det enligt min uppfattning en tendens i den svenska EG-rättsliga litteraturen att i diskussionen om retroaktivitet lägga tonvikten på att det är fråga om ett *förbud*, där andra författare hellre skriver om en *presumtion*.

Något av denna tendens finns redan i den ovan nämnda artikel av Bernitz från 1997. Under det att han refererar till rättsfallen Töpfer, CNTA och EGD:s uttalande i målen Racke och Decker, menar han att (min kursiv):[1210]

> ”När det gäller retroaktiv lagstiftning i egentlig mening, d.v.s. lagstiftning som avser att reglera redan företagna handlingar, har EG-rätten ett strängt synsätt när det gäller lagstiftning som verkar till enskilds nackdel. Principen är att det råder förbud mot sådan lagstiftning av materiellrättslig karaktär. Enligt fast rättspraxis i EG-domstolen gäller att ”in general, the principle of legal certainty precludes a Community measure from taking effect from a point in time before its publication”. Undantag från denna princip kan dock tänkas vara tillåtna i fall där ”the purpose to be achieved so demands and where the legitimate expectations of those concerned are duly respected.” *I praktiken har detta undantag i huvudsak varit aktuellt i samband med förändringar i kortvariga regler som rört formerna för ekonomisk kompensation till jordbruksproducenter inom ramen för EG:s gemensamma och starkt reglerade jordbruksmarknad*.”

Bernitz anser vidare att den europarättsliga uppfattningen om retroaktivitet är att sådan lagstiftning endast kan accepteras om de berörda enligt ”gängse traditioner” kunde förutse denna, annars alls inte.[1211] Som en kommentar till Klippan-domen uttalar Bernitz vidare att (min kursiv, understrykningen motsvaras av kursiv i originalet):[1212]

> ”Sannolikt kan dock domen ligga till grund för *längre gående slutsatser*, även om Regeringsrättens majoritet nöjde sig med att uttala att en retroaktiv tillämpning ”i vart fall” inte kunde accepteras i målet i avsaknad av särskilda övergångsbestämmelser. Av särskilt intresse är härvid den citerade, omfattande referensen i domsmotiveringen till EG-rätten. Regeringsrätten torde ha

[1210] Bernitz i Festskrift till Stig Strömholm, på sid. 141f.

[1211] A.a. sid. 144, där han uttalar: ”Denna översikt, som i och för sig hade kunnat utvidgas betydligt, visar att EG-rätten anlägger en strikt syn på tillåtligheten av retroaktiv lagstiftning av materiellrättslig karaktär och utgår från att sådan inte kan accepteras till enskildas nackdel. Denna princip är generell och saknar en sådan huvudsaklig avgränsning till straff- och skatterätt som kännetecknar svensk rätt.”. I denna del hänvisar Bernitz också till ett tyskt verk på området, som han menar ger en bra sammanfattning av rättsläget (a. a. på sid. 144, not 37): ”Man wird daher eine Rückwirkung nur als zulässig ansehen können, wenn die Betroffenen nach Treu und Glauben mit einem solchen Eingriff rechnen mussten. Abgesehen hiervon sind bestimmte rückwirkende Eingriffe absolut unstatthaft.”, i översättning: ”Retroaktivitet kan endast vara tillåten, om de berörda enligt ”gängse traditioner” (”tro och loven”) kunde räkna med att ett sådant ingrepp skulle ske. I alla andra fall är retroaktiva ingrepp absolut förbjudna.”.

[1212] A. a. på sid. 148f.

> menat att mönstret i medlemsstaternas gemensamma rättsgrundsatser såsom dessa kommit till uttryck i EG-rätten utgör rättsprinciper som påkallar särskilt beaktande även i svensk nationell rätt."

Warnling-Nerep går längre på så vis att hon uttryckligen ansluter till den åsikt som uttalades av Regeringsrättens minoritet i Klippan-målet.[1213] I en relativt färsk artikel är hennes skrivningar än starkare mot retroaktiv lagstiftning, även om hon också är öppen för att Regeringsrättens dom i Klippan-målet har övertolkats (min kursiv):[1214]

> "Vad gäller retroaktiv lagstiftning i egentlig mening har EG-rätten ett strängt synsätt, åtminstone i fråga om lagstiftning som verkar till *den enskildes nackdel. Sådan lagstiftning av materiell karaktär är förbjuden enligt fast rättspraxis*. När det däremot gäller lagstiftning som ändrar de rättsliga förutsättningarna för en påbörjad verksamhet som ännu inte slutförts är praxis mer tolerant."

Slutligen är den bedömning som görs i 1998 års Karnov något motsägelsefull när det gäller tillåtligheten i retroaktiv lagstiftning. Å ena sidan hänvisas till Racke och Decker-målen där EGD uttalade att retroaktiv lagstiftning undantagsvis är tillåten när syftet så fordrar och när de berördas förväntningar respekteras, å andra sidan påstås (min kursiv):[1215]

> "Förordningar med retroaktiv verkan tillåts när de är gynnande för enskilda. *I motsatt fall torde det vara tvivelaktigt.*"

Jag menar att dessa uttalanden i de kursiverade delarna ger uttryck för en förenklad bild av EGD:s rättspraxis: Ingen av författarna kommenterar vare sig IRCA-målet eller isoglukosmålen där EGD accepterade "äkta" retroaktivitet och i de senare målen dessutom för en längre tidsperiod bakåt.[1216] Vidare kan man inte beskriva domstolens praxis som ett fast ställningstagande för ett förbud, utan att samtidigt diskutera undantagen som varit flerfaldiga. Att retroaktiv lagstiftning kan få betungande konsekvenser för enskilda har därvidlag inte någon självständig betydelse, förutom att den utan vidare är tillåten om konsekvenserna är de motsatta.[1217] Ett påpekande om att undantag från retroaktivitesförbudet i huvudsak har gällt regleringar

[1213] Warnling-Nerep i FT 1998 s. 149, på sid. 153.
[1214] Warnling-Nerep i Festskrift till Fredrik Sterzel, på sid. 387 (citatet) och sid. 404. Warnling-Nerep gör i sina två artiklar i ämnet inga andra hänvisningar när det gäller europarätten och retroaktivitet än till Bernitz ovan nämnda artikel. Det är alltså svårt att utläsa varför hon anser att minoritetens inställning var att föredra.
[1215] EU-Karnov 1998/99 Fakta InfoDirekt 1998, sid. 2327, noter till art. 191. Verket är en direkt översättning från danskan.
[1216] Se generaladvokat Reischls uttalande i isoglukosmålen (ovan, avsnitt 11.3.5).
[1217] Se bl.a. Toth sid. 473.

av jordbruksmarknaden är en truism, eftersom rättsfall från andra områden i stort sett saknas.[1218]

Att de ovan angivna författarna ger uttryck för en snäv syn i denna fråga blir särskilt tydligt vid en jämförelse med utländska författare som Hartley, Lamoureux och Sharpstone samt de norska författarna Smith och Bugge. Hartley beskriver istället det europeiska rättsläget som att det finns två regler om äkta retroaktivitet. Dels finns en tolkningsregel som innebär att lagstiftningen presumeras vara icke-retroaktiv, såvida det inte finns en klar bestämmelse som talar emot. Dels finns en materiell regel med ett retroaktivitetsförbud som kan genombrytas i undantagsfall om ändamålet så kräver och de berördas berättigade förväntningar respekteras. Lamoureux menar att lagstiftning som är äkta retroaktivt till enskildas nackdel alls inte är entydigt förbjuden. Han anser istället att EG-domstolen utan vidare accepterade falsk retroaktivitet (till en början under doktrinen om reglernas omedelbara tillämpning), men att den var *senare* med att erkänna att den äkta varianten också är möjlig under förutsättning att det finns tungt vägande allmänna intressen härför.[1219] Eller som han uttrycker det, med hänvisning till Warners utlåtande i IRCA-målet (min kursiv):[1220]

> ”In the final analysis, all the courts of the member states, including Germany and France, accept the possibility of exceptions in practice to the principle on non-retroactivity, for reasons of general interest. It is logical that the Court of Justice, *far from prohibiting any true retroactivity*, should also have recognised that the Community rules, like the laws of the Member States, may in certain cases have a retroactive effect.”

11.4.4.2 Sammanfattande om den europarättsliga inställning

Som avslutning på detta avsnitt och avstamp inför nästa, gör jag därför en sammanfattning av vad jag betraktar som den EG-rättsliga uppfattningen om retroaktivitet i lagstiftningen. Denna uppfattning, som har utvecklats i rättspraxis av EGD, utesluter inte att lagstiftning utanför straffrättens område ges retroaktiv effekt, även om detta medför betungande konsekvenser för enskilda. Vissa förutsättningar måste emellertid vara för handen för att sådan lagstiftning ska vara tillåtlig. Dessa begränsningar bygger på en tolkning av medlemsstaternas gemensamma rättstraditioner och kan sammanfattas som följer:

- Lagstiftningen utgår från en presumtion om icke-retroaktivitet, vilket betyder att en regel endast är tillbakaverkande om detta är lagstiftarens

[1218] De tidiga rättsfallen om pensioner talar däremot snarast för en sträng bedömning av ansvaret för befintliga förhållanden, d.v.s. en generös inställning till s.k. falsk retroaktivitet.
[1219] Lamoureux sid. 271 och 296.
[1220] Lamoureux sid. 281.

avsikt. Denna avsikt ska kunna utläsas ur ordalydelsen, alternativt framgå av lagstiftningens syfte eller det sammanhang som regeln verkar i.

- Retroaktiviteten ska vara nödvändig för att tillgodose ett tungt vägande allmänt intresse.
- Även när så är fallet, måste de enskildas berättigade förväntningar respekteras. Sådana förväntningar existerar dock främst om den genomsnittlige och medvetne aktören inte kunde förutse en sådan förändring av ett klart rättsläge.

När jag nu i det följande ska behandla miljöbalkens regler om miljökraven i tiden, blir en av uppgifterna att se hur dessa EG-rättsliga kriterier får betydelse. Vad som då måste beaktas är vilka likheter och olikheter som finns mellan de situationer som behandlats i EG-rättslig praxis och de som är typiska för efterbehandlingsfallen.

11.5 Miljökraven i tiden enligt miljöbalken

11.5.1 Inledning

11.5.1.1 Slutsatser av Klippan-domen

Jag menar att Regeringsrättens majoritet i Klippan-domen ger en riktig bild av den europarättsliga synen på frågan om retroaktivitet; en presumtion om ett förbud som kan genombrytas undantagsvis om tungt vägande skäl talar härför och de berördas berättigade förväntningar respekteras. I ett avseende anser jag emellertid att Regeringsrätten gjorde en egen betoning av EG-rätten som saknar stöd i de ovan angivna källorna. Det gäller visserligen bara en delfråga och domen bör i denna del förstås mot bakgrund av de speciella förhållandena i Klippan-målet. En kort kommentar är ändå på plats.

11.5.1.2 Kravet på tydlighet

Mina reservationer gäller Regeringsrättens uppfattning om presumtionen om icke-retroaktivitet och hur den bryts. Majoriteten uttalar nämligen att lagstiftningen inte kan tillämpas retroaktivt ”i vart fall inte om detta inte är *föreskrivet* i särskilda övergångsbestämmelser eller det av regelsystemet i övrigt *tydligt kan utläsas* att en sådan tillämpning är åsyftad.”.[1221] Någon sådan övergångsbestämmelse var inte kopplad till 5 § ML och ”(l)agstiftningens utformningen i övrigt kan inte heller anses ge stöd för en retroaktiv tillämpning i ett sådant fall.”. Som jag tolkar dessa uttalanden, tar de närmast sikte på att den retroaktiva verkan *tydligt ska kunna utläsas*. Detta är en glidning bort från vad som framgår av EG-rättslig praxis när det gäller denna fråga. EGD har i flera domar upprepat ett uttalande som ursprungligen gjordes i Salumi-målet,[1222] där det klargjordes att den retroaktiva verkan kan framgå såväl explicit av reglerna, eller förstås genom en tolkning med stöd av lagstiftningens målsättning och systematiska sammanhang (”only in so far as it clearly follows from their terms, objectives or general scheme that such an effect must be given to them.”). Det är alltså *lagstiftarens avsikt som ska vara tydligt*, vilket är en annan sak än att denna tydligt kan utläsas av reglerna.[1223]

[1221] Rå 1996 ref. 57, på sid. 246 (min kursiv).
[1222] Avsnitt 11.3.3.7.
[1223] I Klippan-målet var denna detalj avgörande eftersom lagstiftarens avsikt var tydlig. Detta framgår av promemorian i målet: ”Det finns inga övergångsregler till lagändringen av aktuellt lagrum. I propositionen sades inget angående lagändringens retroaktiva tillämpning, *naturligt nog eftersom föredraganden felaktigt utgick från att det endast rörde sig om en kodifiering av gällande rätt.* (…).” (PM 1, sid. 119, slutsatser av föredraganden Griph). Det kan f.ö. tilläggas att rättsutredningen i den del som handlar om EG-rätten (PM 3; 5 sidor) i stort sett helt utgår från sekundära källor. Några rättsfall finns inte refererade, endast ett i sammanhanget ointressant uttalande av generaladvokaten i Crispoltoni-målet. Denna teknik skiljer sig från den

11.5.1.3 Övergångsregeln till miljöbalken

Lagstiftarens reaktion på Klippan-domen blev snabb och tydlig genom 8 § lagen om införande av miljöbalken (MBP). Här bestäms att de reparativa skyldigheterna enligt 2 och 10 kapitlet i balken gäller för all miljöfarlig verksamhet vars faktiska drift pågått efter den 30 juni 1969, d.v.s. efter ikraftträdandet av ML. Denna bestämmelse innebär, jämfört med Regeringsrättens tolkning av tidigare gällande rätt, helt klart retroaktiv lagstiftning. Regeringens motivering till bestämmelsen kan sägas följa två, inte alldeles förenliga linjer. Å ena sidan menade man att definitionen av miljöfarlig verksamhet enligt ML rent allmänt kunde göras utifrån tidpunkten för upphörandet av verkningarna av denna verksamhet, inte när den faktiska driften avslutades.[1224] Detta påstående – som också kritiserades av Lagrådet – stämmer inte; i den praxis som utvecklats av Koncessionsnämnden har denna karakteristik endast ansetts gälla för förvaringsfall.[1225] Å andra sidan var regeringens huvudargument för att balkens bestämmelser ska tillämpas på all verksamhet som pågått efter ML:s ikraftträdande, att det i vart fall var fråga om godtagbar retroaktivitet. Som argument för detta anförde regeringen behovet av entydig reglering och snabbt genomslag, att det fanns enskilda intressen som talade för en sådan tillämpning, samt att en lagstiftning som för framtiden tillskapar det rättsläge som allmänt ansågs gälla före Klippan-domen inte kan anses kränka de berördas berättigade förväntningar. Dessutom menade man att orimliga konsekvenser av denna tillämpning i det enskilda fallet kan undvikas genom den skälighetsavvägning som alltid ska göras i dessa sammanhang.[1226] Jag menar att denna del av regeringens argumentation håller, vilket jag återkommer till i nästa avsnitt. Först en kommentar kring frågan om det riktiga i att på detta sätt ”återställa rättsläget”.

Denna fråga var aktuell i isoglukosmålen inför EGD. Där var det fråga om att återinföra en förordning som på formella grunder hade ogiltigförklarats av domstolen. Tydligen hade tillåtligheten i ett sådant återställande tidigare givit upphov till diskussion i flera av medlemsländerna, vilket generaladvokat Reischl pekade på i sitt yttrande.[1227] Han hade emellertid inte något att invända mot en sådan lagstiftningsteknik. I denna del refererade han till ett tyskt rättsfall som gällde hundskatt som tagits ut i flera år, på olagliga grunder som det sedermera visade sig. När detta blev klart för den tyske lagstiftaren ”återinfördes” skattskyldigheten med retroaktiv effekt,

---

används i den del av utredningen som behandlar inhemsk rätt, där åtskillig rättspraxis är återgiven i original (PM 1; 119 sidor och PM 2 Tillägg; 26 sidor).

[1224] MB-prop. del 1, sid. 604.

[1225] Avsnitt 2.2.4.1.

[1226] MB-prop. del 1, sid. 603.

[1227] Mål 108/81 Amylum, ECR 1982 s. 3107, GA:s yttrande på sid. 3139ff.

vilket godtags av BVG med hänvisning till ”the principle of rule of law”. Reischl slutsats är intressant, inte minst med tanke på övergångsregeln i MBP:[1228]

> ”The principle of the rule of law may also give the legislature justification for adopting a retroactive provision if it finds that a situation which it considered to be governed by statutory provisions is, as a result of a decision of a court, not so governed or governed differently. Finally, since the State counted on receipt of the revenue in question it was proper that a legal basis of a different kind be provided. In such a case the utter limits imposed on retroactivity had not been reached because it was merely a question of clarifying a state of affairs which, through an error of law, had become unclear.”

Själva lagstiftningstekniken bör alltså inte vara kontroversiell i ett EG-rättsligt perspektiv. Det finns också en förtjänst med övergångsregeln till balken som jag tror att de flesta kan vara överens om, även de som är missnöjda i sak: Regleringens tillbakaverkande effekt är tydlig, vilket gör att den uppfyller den inledande förutsättningen för tillåtlig retroaktivitet enligt Klippan-domen.[1229] Detta kontrasterar mot den danske lagstiftarens vånda inför allt som kunde lukta retroaktivitet; från ett inledande och rakt förslag som innebar att undersökningsplikten enligt JFL skulle gälla oavsett när i tiden som föroreningarna hade skett, till en lag som laborerar med olika tidpunkter för plikten och för rådigheten över marken. En sådan reglering blir godtycklig och plikten beroende på om förorenaren har kvar det förorenade området eller har hunnit att sälja det. Jag har svårt att se någon fördel med en sådan reglering, vare sig för verksamhetsutövare, markägare, grannar eller det allmänna miljöintresset.

11.5.1.4 Tillåten retroaktiv lagstiftning?

När nu kravet på tydlighet är uppfyllt genom övergångsregeln i 8 § MBP, blir huvudfrågan om huruvida denna retroaktiva lagstiftning kan anses godtagbar. Jag menar att denna fråga kan inte besvaras med en allmän formel om ”betungande”, utan måste istället bedömas vid tillämpningen av ansvarsreglerna från fall till fall. De avgörande kriterierna för denna tillåtlighetsbedömningen i det enskilda fallet blir då om regleringen är motiverad av ett tungt vägande allmänt intresse, och om de berördas berättigade förväntningar respekteras. I det sistnämnda ledet är alltså frågan om de verksamhetsutövare som överlät/avslutade den förorenande verksamheten före

[1228] Amylum, GA:s yttrande på sid. 3166.
[1229] I denna del håller jag alltså inte med Bengtsson som menar att regeringen går emot såväl Regeringsrätt, som Lagråd (Speciell fastighetsrätt – Miljöbalken, sid. 201). Istället gör lagstiftaren precis vad Regeringsrätten föreskriver i det att man uttryckligen gör lagstiftningen ”retroaktiv”. Däremot beaktade den inte Lagrådets synpunkter.

den 1 juli 1989 hade anledning att förvänta sig att lagens krav om att avhjälpa olägenheter efter denna upphörde i samma stund som de tog sin hand från företaget.

När det gäller kravet på tungt vägande skäl som talar för retroaktiv lagstiftning menar jag att detta uppfylls av de faktorer som regeringen lyfter fram i lagstiftningsärendet. Vikten av en entydig reglering för att åstadkomma en likartad bedömning av olika förorenares ansvar för att efterbehandla sådana miljöer som förorenats av verksamhet som pågått efter införandet av den moderna miljölagstiftningen. En sådan tillämpning av ansvarsreglerna överensstämmer också med principen om att förorenaren ska betala som denna lagstiftning har utgått ifrån, om än indirekt som en allmän tolkningsprincip. Till detta kommer även andra, tungt vägande skäl som talar för en sådan tillämpning. Här tänker jag på de enskilda intressen står emot förorenarens, vilka är av två slag; dels markägares, dels enskilda skadelidandes. Om förorenarens reparativa plikter minskar drabbar detta markägaren direkt i förvaringsfallen. Enskilda skadelidande påverkas på liknande sätt; om förorenarens ansvar skulle anses vara utsläckt i de fall som verksamheten avslutats eller överlåtits före 1989, gäller detta även gentemot grannar och andra berörda som vill väcka enskild talan mot verksamhetsutövaren om skyddsåtgärder och försiktighetsmått.[1230]

11.5.1.5 Betydelsen av dåtidens uppfattning av rättsläget

Som framgått ovan, anges i den internationella EG-rättsliga doktrinen att berättigade förväntningar främst kan knytas till ett säkert rättsläge; de berörda ska ha goda skäl att tro att rättsläget är klart. Ett osäkert rättsläge ger i sig ingen grund för berättigade förväntningar på att lagen ska tolkas i en viss riktning. Redan detta gör det svårt att hävda denna typ av förväntningar på hur 5 § ML skulle tolkas med avseende på reparativt ansvar för tiden före 1989. Jag har vid flera tillfällen kritiserat Regeringsrätten i Klippan-domen utifrån att domstolen gjorde en alltför snäv tolkning av lagregeln. Istället borde domstolen utgått ifrån ordalydelsen och därefter tolka bestämmelsen utifrån målsättning och systematiskt sammanhang. Jag menar att mycket av det som talade för en vidsträckt tolkning av 5 § ML i dess lydelse före den 1 juli 1989, återkommer i diskussionen om berättigade förväntningar. Dels som faktorer som illustrerar att rättsläget var oklart endast i vissa avseenden. (I andra situationer var det helt klart att reparativa krav kunde ställas även efter det att verksamhetens aktiva drift var avslutad.) Dels också som självständiga faktorer som visar att den tidsgräns som Regeringsrätten anvisade skulle göra systemet svårhanterligt och godtyckligt.

[1230] 32 kap. 12 § MB, tidigare 34 § ML.

En självklar invändning som kan resas emot mitt resonemang ovan är att Regeringsrätten i Klippan-målet genom sin tolkning av 5 § ML i dess lydelse före 1989 därmed avgjorde saken genom det prejudikatvärde som domen medför. Jag menar dock att denna inställning är giltig endast vid ett oförändrat rättsläge, d.v.s. om domen inför framtiden fick stå för den auktoritativa bestämningen av det miljörättsliga ansvaret före 1989. Det faktum att lagstiftaren nu har ingripit menar jag förändrar dessa förutsättningar, då de bärande argumenten för domens prejudicerande verkan inte längre gäller.[1231] Av dess auktoritativa verkan kvarstår alltså endast argumenten i sak, och i denna del var som sagt Regeringsrätten inte särskilt talför.[1232] Jag menar t.o.m. att mycket talar för att domstolens bedömning av rättsläget var ”retroaktiv” i den bemärkelsen att domen återspeglade en förskjutning i värderingar på detta område som skedde mellan 1989 och 1996. Eller som en av åldermännen inom svensk miljörätt – af Klintberg – beskrev sin reaktion på avgörandet:[1233]

> ”Innebörden härav är att utövaren av en miljöfarlig verksamhet fram till den 1 juli 1989 ensidigt kunde göra sig av med en redan uppkommen skyldighet att avhjälpa olägenheter, nämligen genom att lägga ner verksamheten eller överlåta denna på annan. För mig framstår detta resonemang som helt orimligt. Skyldigheten enligt 5 § ML att avhjälpa en uppkommen olägenhet har samma karaktär som vattenlagens bestämmelser (ÄVL 2:24, VL 15:17) om skyldighet att ersätta eller genom åtgärder förebygga eller minska oförutsedda skador. Om denna skyldighet kan bringas att upphöra genom företagarens ensidiga handlande, öppnas oanade möjligheter för företagen att – exempelvis genom överlåtelse av företaget till en resurslös s.k. målvakt – komma ifrån redan uppkomna förpliktelser. Enligt Göran Wahlgrens svar på Er DN-artikel har regeringsrättens slutsats kommit till ”efter en genomgående analys” (s. 4 m). Tyvärr finns inget av denna analys i regeringsrättens dom!”.

[1231] Strömholm anger att argumenten som talar för prejudikatverkan främst är praktiska. En sådan främjar en enhetlig rättsskipning och därmed ger bättre rättssäkerhet. Vidare har de högsta instanserna bättre förutsättningar och resurser än de lägre att finna samhälleligt acceptabla lösningar på en viss fråga. Slutligen innebär en stark prejudikatverkan att onödiga processer undviks (Rätt, rättskällor och rättstillämpning, sid. 388f).

[1232] Jag saknar anledning att här gå in på frågan om sparsamt eller dåligt motiverade domars prejudikatverkan i allmänhet, men lyfter ändå gärna fram en kommentar av Strömholm angående ett klassiskt uttalande av första lagutskottet i 1947 års riksdag (Strömholm, a.a. sid. 385): ”och riksdagens första lagutskott uttalade, att ”endast tyngden av de skäl, som av HD åberopas till motivering av domsluten bör vara avgörande för HD:s inflytande på rättstillämpningen i de lägre instanserna”. Även om 1971 års fullföljdsreform inneburit en väsentlig förändring i rättsläget, torde det alltjämt vara anledning att klart särhålla prejudikat från lag i fråga om ”bindande kraft”.”.

[1233] af Klintberg var vattendomare och en av KN:s första ordföranden. Han ledde åtskilliga tidiga utredningar på detta område, bl.a. 1976 års Miljöskyddsutredning. Citatet är ur ett brev från af Klintberg, daterat den 14 december 1996, understrykning i original. Publicering efter tillåtelse av författaren.

Det är nu inte sagt att af Klintberg är något ”sanningsvittne” när det gäller dåtidens rättsuppfattning, en uppfattning som dessutom skulle sakna betydelse om Klippan-domen stod fast. Jag menar emellertid att i det rättsläge som nu råder – d.v.s. att domen är överspelad genom lagstiftning och det ”återställda” rättsläget ska bedömas mot de enskildas berättigade förväntningar – är hans betraktelser viktiga. Till skillnad från Lagrådet anser jag nämligen att bedömningen av dessa förväntningar måste ske just med utgångspunkt från dåtidens rättsuppfattning. Och den var som sagt allt annat än klar.[1234]

11.5.1.6 Miljörättsliga plikter som träffar rådande förhållanden

Utgångspunkten när det gäller *vems* berättigade förväntningar som ska beaktas bör vara de berörda som var aktiva i Sverige före 1989. Då bedömningen av dessa förväntningar går tillbaka på en allmäneuropeisk rättsgrundsats, tror jag ändå att den i viss mån kommer att påverkas av hur man ser på dessa frågor i det övriga Europa. Här kan man tala om två tydliga tendenser. För det första godtas retroaktiv lagstiftning i viss utsträckning. Som framgick ovan bjuder Nederländerna på ett sådant exempel. Även i Frankrike finns en motsvarande ordning; Conseil d’Etat har fastslagit att reglerna om reparativt ansvar i 1976 års lag om större miljöfarliga verksamheter (s.k. listverksamheter) gäller även om verksamheten var avslutad före lagens ikraftträdande.[1235]

För det andra är det tydligt att man i de flesta länder i vissa situationer anser att efterkommande lagstiftning – som tvingar företagen att åtgärda skador som orsakats av verksamhet i historisk tid, *men där olägenheterna uppträder först idag* – över huvud taget inte är att betrakta som retroaktiv. Sådan är den principiella utgångspunkten i den engelska offentligrättsliga lagstiftningen på området, både när det gäller utsläpp till vatten och markförorening. Även den tyska regleringen på området utgår från detta synsätt, såväl i den äldre politirätten, som i 1998 års Bundesbodenschutzgesetz. I båda dessa länder får förorenaren ansvara för de åtgärder som anses nödvändiga med hänsyn till miljön idag. Som nämnts tidigare, detta ansvar anses gälla alldeles

[1234] Det kan f.ö. nämnas frågan om retroaktivitet inte alls inverkade på diskussion om efterbehandlingsansvaret *som föregick* Klippan-domen. De som förespråkade att Klippan-bolaget hade ett sådant ansvar, menade att detta följde av 5 § miljöskyddslagen redan i den lydelse som bestämmelsen hade i 1969 års utformning. Jag har inte stött på någon i debatten som hävdat att ansvaret skulle grundas på en retroaktiv tillämpning av de tillägg som gjordes i lagen 1989. Som jag uppfattade det, diskuterades frågorna om ansvaret enligt ML utifrån den gemensamma ståndpunkten att lagstiftningen på detta område vilade på en presumtion om icke-retroaktivitet.

[1235] van Lang (Frankrike) i Legal aspects of soil pollution, sid. 131 med hänvisning till ett avgörande i Conseil d’Etat från den 16 november 1998.

oavsett när verksamheten bedrevs och här är det varken fråga om preskription eller förutsebarhet.

Varianter av det synsätt finns i de flesta länder i någon form av ett markägaransvar för fortgående förhållanden. De svenska förvaringsfallen enligt 9 kap. MB är ett sådant exempel. Som jag nämnt tidigare, blir en konsekvens av att ansvaret är fortgående att det inte är föremål för några tidsgränser. Denna princip har f.ö. Regeringsrätten accepterat i rättsfallet RÅ 1993 ref. 41 som gällde nedskräpning vid ett äldre industriområde (Norrbyskär utanför Umeå). Rättsfallet gällde dels nedskräpningsdefinitionen enligt dåvarande naturvårdslagen, dels frågan om den tidsmässiga avgränsningen av kraven. Domen är intressant ur båda dessa synvinklar; först tillämpar Regeringsrätten en analytisk och systematisk tolkningsmetod för att finna att nedskräpningsbegreppet är betydligt vidare än vad som direkt kan utläsas av lagtexten. Därefter uttalar domstolen angående kravens tidsmässighet (min kursiv):[1236]

> ”Av utredningen i målet framgår att sågverksanläggningen vid Norrbyskär lades ned 1952. Det framgår emellertid inte vid vilken tidpunkt de rester av verksamheten som avses med miljö- och hälsoskyddsnämndens föreläggande inträtt i ett sådant tillstånd att den plats där de finns skulle kunna anses nedskräpad. Dessa rester har funnits på platsen så länge att en sådan tidpunkt inte heller torde gå att fastställa. *Den tidpunkten kan emellertid inte anses avgörande för frågan om NVL, som trädde i kraft den 1 januari 1965, över huvud kan tillämpas i målet.* Varken övergångsbestämmelserna till den lagen eller annan grund utgör stöd för att inte tillämpa 24 § NVL om nedskräpningen eller annat osnyggande skett före ikraftträdandet.”

Detta är ett tydligt exempel på hur Regeringsrätten har tillämpat en bestämmelse på fortgående förhållanden. Även om domen är meddelad före Klippan-domen, menar jag att den är helt förenligt med europarätten då den är formulerad som en plikt som träffar ett fortgående förhållande. Att det skulle finnas berättigade förväntningar på att en nedskräpningsbestämmelse inte utan vidare skulle vara tillämpbar på förhållandena på marken *här och nu*, är inte troligt. Något stöd i europarätten för ett sådant synsätt finns definitivt inte.

11.5.1.7 Avslutade och överlåtna verksamheter

Vid en bedömning ansvarsreglerna i 10 kap. MB och dess förhållande till eventuella berättigade förväntningar bör man först se till vad som egentligen är ”retroaktivt” i bestämmelserna. Det är som tidigare framhållits, helt klart att reparativa krav har kunnat ställas på pågående verksamheter som pågått efter ikraftträdandet av 1880 års vattenrättsförordning, 1942 års ändringar av

[1236] RÅ 1993 ref. 41, på sid. 178.

1918 års vattenlag (8 kap. ÄVL) och miljöskyddslagen 1969. Kravreglerna i de två första lagarna gällde vattenförorenande verksamheter och deponier, medan ML omfattade alla typer av miljöfarliga verksamheter och störningsformer. Dessa kravregler gällde samtliga i princip även för verksamheter som påbörjats före respektive lagstiftning trädde i kraft. Att reparativa krav på avhjälpande av olägenheter har kunnat riktas emot pågående verksamheter har inte ifrågasatts, vare sig i rättspraxis eller i den juridiska debatten. Vad som har diskuterats är istället om dessa krav har levt kvar, även efter det att verksamheten är avslutad eller överlåten. Regeringsrätten byggde sitt resonemang i Klippan-domen på att de plikter som åvilar en verksamhetsutövare släcks ut så fort som han avslutar eller överlåter verksamheten. Denna slutsats var som sagt inte självklar och hade före Klippan-domen knappast någon allmän anslutning i samhället, vare sig bland företagen i gemen eller tillsynsmyndigheter och andra inblandade. Redan i 1989 års lagstiftningsärende ansågs en sådan inställning istället vara ”uppenbart orimlig”.[1237] Att regeringen hade stöd för ett sådant påstående kan också illustreras av det faktum att det efter lagstiftningsärendet inte existerade någon debatt i denna fråga,[1238] förrän den aktualiserades som en av de många invändningar som Klippan-bolaget hade mot att delta i kostnaderna för undersöka Järnsjön.[1239]

11.5.1.8 Betydelsen av tillstånd

Regeringsrätten lägger också vikt vid att Klippan hade tillstånd. Detta är något som upprepas av såväl Bernitz, som Warnling-Nerep i deras rättsfallskommentarer. I denna del är det svårt att freda sig emot att dessa kommentarer är grundade på en missuppfattning angående det karakteristiska för tillstånd enligt miljöskyddslagstiftningen. Detta är särskilt tydligt hos den senare författaren; när Warnling-Nerep beskriver offentligrättsliga tillstånd och deras rättskraft gör hon det som vore det fråga om eviga och oföränderliga koncessioner att bedriva en verksamhet i enlighet med de villkor som framgår av tillståndet.[1240] Hennes beskrivning av sådana koncessioner och deras förhållande till förvaltningsrättsliga grundsatser är säkert riktig på ett allmänt plan. När det gäller tillstånd enligt miljöskyddslagen

[1237] Proposition 1987/88:85 sid. 215.
[1238] Jfr. Delin i FT 1989 s. 1.
[1239] Klippans talan var uppbyggd efter ”hagelsvärmsmetoden” och inte i alla delar helt seriös; en av invändningarna var att 25 § ML i dess lydelse före den 1 juli 1989 inte kunde beaktas eftersom Naturvårdsverkets hade åberopat 24 § 2 st. ML (i dess lydelse efter denna tidpunkt) som grund för sin begäran om omprövning. Bakgrunden var att bestämmelsen i den första paragrafen av redaktionella skäl hade flyttats oförändrad till det senare lagrummet vid 1988 års lagstiftningsärende. Att prövningen på detta sätt skulle vara bunden av angivandet av rätt paragraf framstår som främmande för svensk rätt. KN:s ordförande – som var den enda som hade anledning att beröra denna fråga i sin skiljaktiga motivering – avfärdade också lagrumsinvändningen som grundlös.
[1240] Warnling-Nerep i FT 1998 s. 261, på sid.265.

glömmer hon emellertid att dessa i första hand ska bedömas utifrån de förutsättningar som angavs *direkt i lagen.*[1241] Något annat skulle innebära att klar lagtext ersattes av allmänna rättsgrundsatser och det har jag svårt att få ihop med Warnling-Nereps inställning till lagtextens betydelse inom miljörätten.[1242] Det är visserligen sant att tillstånd enligt ML och dess föregångare – som f.ö. fortfarande är giltiga – i princip var obegränsade i tiden. Denna tillståndens eviga verkan har emellertid *alltsedan 1942 varit försedd med reservationen att villkoren kan omprövas*. Detta kan ske, dels rent allmänt när tio år förflutit efter tillståndsbeslutet, dels i förtid under vissa förutsättningar. Den viktigaste av dessa i efterbehandlingssammanhang är att det uppstått en (betydande) olägenhet som inte förutsågs när beslutet eller domen meddelades. Att en sådan omprövning kan komma att innefatta krav på reparation efter redan bedriven verksamhet klargjordes redan i 1941 års lagstiftningsärende. En riktig beskrivning av tillstånden enligt ÄVL och ML är alltså att dessa inte är slutligt reglerade genom villkoren, utan kan ändras med hänsyn till miljön och motstående, enskilda intressen.[1243] Det är f.ö. också detta faktum som gör att KN hamnar alldeles fel i ställningstagandet i Böksholms-målet.[1244] Nämnden ansåg att frågan om reparativa åtgärder till följd av Klippan-bolagets olagliga utsläpp under den perioden som verksamheten bedrevs utan tillstånd (d.v.s. mellan åren 1954 och 1970), slutligt blev avgjord i sak genom 1979 års vattendom. Detta är emellertid inte riktigt; Naturvårdsverkets talan i den delen *avvisades*, vilket innebar att verket hänvisades till att få frågan om efterbehandling av de skadade vattenrecipienterna prövad i särskild ordning enligt 41 § ML. Tvärtemot vad KN uttalade, tog alltså vattendomstolen inte ställning till den reparativa frågan i sak.

11.5.1.9 Inställning på näraliggande rättsområden

Till detta kommer ett förhållande som af Klintberg lyfter fram det ovan nämnda uttalandet i det att han gör jämförelser med andra och närliggande rättsområden. Inom såväl det vattenrättsliga som det skadeståndsrättsliga området saknar detta slags ensidiga dispositioner från verksamhetsutövaren självständig betydelse för ansvaret. Inom dessa områden finns visserligen särskilda regler om den tidsmässiga avgränsningen av detta ansvar, men det är långt från säkert att dessa ger ett för verksamhetsutövaren gynnsammare resultat. Så talar man i skadeståndsrättslig teori om två olika principer när det gäller hur preskriptionsfristerna beräknas. Dels en som utgår från tid-

[1241] 8 kap. 40 § ÄVL, 25 § 2 st. resp. 24 § 1 st. 4 p. ML.
[1242] Se Warnling-Nerep i FT 1998 s. 149.
[1243] Jfr. vad Ragnemalm skriver om tillstånd med återkallelseförbehåll (Förvaltningsprocessrättens grunder 1994, sid. 87.
[1244] Avsnitt 1.1.1 och 11.2.3.3.

punkten för den skadebringande handlingen (skadeorsaksprincipen), dels en som utgår från den tidpunkten som skadan till fullo kan konstateras (skadeverkningsprincipen).[1245] Som visats i de tidigare kapitlen i studien, är den senare principen väl företrädd i de europeiska rättsordningarna.

11.5.2 Slutsatser om de berättigade förväntningarna och miljöbalkens

11.5.2.1 En bedömning från fall till fall

Den svenske lagstiftaren har valt att avgränsa ansvaret i tiden till den 1 juli 1969. Detta är inte något som följer av det rättsläge som rådde dessförinnan, som exempelvis med avseende på vattenföroreningar var lika strängt som under miljöskyddslagen. Det är istället ett politiskt val utifrån en kompromiss mellan företagar- och miljöintresset och kan enligt min uppfattning accepteras som en rimlig lösning. Innebörden av övergångsregeln är alltså att det är förorenaren som ska stå för skälig undersökning och efterbehandling av de områden som skadats av hans åtgärder, under förutsättning att *den aktiva driften av verksamheten* inte är avslutad före den 1 juli 1969. Det följer av lagtexten och av hur verksamhetsbegreppet har definierats i KN:s praxis att detta begrepp är vidsträckt.[1246] Detta innebär att verksamheten i sin helhet ska vara avslutad före det kritiska datumet, inte bara den förorenande utsläppet, upplägget eller processen. Om ett företag alltså har deponerat avfall på olika ställen under sin verksamhetsperiod, varav en del av upplagen avslutades före den 1 juli 1969, omfattar hans ansvar även dessa tidiga upplag. Om däremot den ”aktiva driften” i sin helhet avslutad före det kritiska datumet, är ansvaret utsläckt. Trots att förarbetena är något oklara på denna punkt, bör man förstå detta uttryck i dess normalspråkliga betydelse. Är alltså själva produktionen avslutad, bör verksamheten alltså anses ha upphört även om den har lämnat efter sig högar av avfall. Om detta upphörande har skett före det kritiska datumet, övergår som sagt ansvaret för det kvarblivna avfallet till markägaren.

När det sedan gäller frågan om den valda regleringen medför otillåten retroaktivitet menar jag att detta är en konkret bedömning i de enskilda fallen. Det finns tillämpningar som helt klart är otillåtna mot bakgrund av det rättsläge som gällde före 1989 resp. 1999. Som jag tidigare har nämnt kan det solidariska ansvaret utkrävas även av verksamhetsutövare som överlåtit verksamheten före MB:s ikraftträdande, en tillämpning som knappast kan vara rimlig om vars och ens bidrag till föroreningarna kan urskiljas. Helt klart finns andra situationer där den valda regleringen inte medför några

[1245] Se Bugge i Grunnloven § 97, sid. 92.
[1246] Avsnitt 2.2.3.1 och 2.2.3.2.

problem, vilket väl kan illustreras med den ovan nämnda domen om Klippan i Böksholm; gentemot verksamheter som orsakat förorening genom olagliga utsläpp bör de reparativa kraven kunna adresseras utan problem. När det istället gäller den situation som var aktuell i det mer berömda Klippan-domen, bör man skilja på om verksamheten är *avslutad* eller *överlåten* före 1989. I det förra fallet menar jag att verksamhetsutövaren knappast kan ha haft några berättigade förväntningar att slippa från de miljörättsliga förpliktelser, jfr. resonemanget om närstående rättsområden. När det däremot gäller tillståndsgiven verksamheten som är överlåten tror jag att utgångspunkten kan vara en presumtion om det omvända, åtminstone om det är fråga om en och samma produktion som medför samma slags störningar. Utgångspunkten för dessa situationer bör vara att verksamhetsutövarens förväntningar om att även efterbehandlingsansvaret gick över till förvärvaren bör respekteras. Men som sagt, det bör i alla situationer vara fråga om en konkret bedömning. Om därvid den f.d. verksamhetsutövaren ska slippa stå som adressat för kraven, bör det vara vägande skäl som talar för att de förväntningar som han hade på sin tid ska anses ha varit berättigade.

Slutligen gäller att frågan om tillåten retroaktivitet i sista hand är en rimlighetsbedömning. Förutom de situationer som jag har skissat ovan, kommer det också att finnas sådana där en strikt tillämpning av övergångsregeln inte är rimlig med tanke på tidsaspekten.[1247] Detta bör emellertid kunna lösas inom ramen för den skälighetsavvägning som ska göras när man fastställer ansvarets omfattning enligt 10 kap. 4 § MB.

11.5.2.2 Undersökningsansvaret

Min uppfattning är följaktligen att den valda övergångsregeln i MBP är retroaktiv på ett sätt som i många situationer är tillåtlig i skenet av den svenska och europarättsliga uppfattningen i denna fråga. Årtalet 1969 kan nog också accepteras som en skiljelinje mellan förorenarnas och samhällets ansvar för de förorenade områdena. I ett avseende är emellertid denna gräns alldeles för snäv och representerar ett steg bakåt jämfört med hittillsvarande praxis. Det gäller kravet på undersökningar. Sådana kan syfta till dels utredning om ett område över huvud taget är förorenat, dels utredning om områdets närmare föroreningsstatus. Samtliga dessa situationer karakteriseras av osäkerhet om föroreningarnas grad och art, deras härkomst samt spridning m.m. Här tycker jag att de synpunkter som presenterades som motiv för ursprungsförslaget till den danska jordforureningsloven (JFL) är värda att ta efter; med tanke på att det är svårt att över huvud taget fastställa vad slags föroreningar det är fråga om och vem som bär ansvaret härför samt även vid vilken tidpunkt

[1247] Jfr. generaladvokat Reischls uttalande i rättsfallet (ECR 1982 s. 3107) om att bedömningen av de berördas berättigade förväntningar kunde påverkas av tidsfaktorn.

detta skedde, *bör undersökningsplikten vara allmängiltig och gälla utan någon tidsgräns*. Förutsättningen för en sådan allmängiltig undersökningsplikt bör dock vara de som gäller för sådana ”preliminära” krav enligt miljöbalken idag, d.v.s. att någon har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som kan befaras ha medfört en förorening.[1248] Att plikten bör gälla utan tidsgräns är alltså en regel som kan motiveras av främst bevistekniska skäl. Till detta kommer att dessa åtgärder i normalfallet representerar en mindre kostnad, jämfört med de miljonbelopp som ofta är förknippade med själva efterbehandlingen. Skulle kostnaden för undersökningen ändå anses orimlig i det enskilda fallet, kan den jämkas med stöd av skälighetsregeln.

[1248] 26 kap. 22 § MB.

11.6 Avslutande och allmänna betraktelser

11.6.1 En skadeståndsrättslig botten i tiden

Diskussionen ovan har handlat mycket om svenska förhållanden. I Sverige är vi emellertid i den positionen att vi har en mycket lång tradition av någon form av objektivt miljöansvar, såväl i den skadeståndsrättsliga som i den förvaltningsrättsliga lagstiftningen. Som framgått av tidigare kapitel är så inte fallet i alla länder, särskilt i södra Europa har det traditionella miljöansvaret i dessa sammanhang varit culpabaserad. Dessutom har i många länder den förvaltningsrättsliga regleringen av miljöansvaret av tradition varit svag. Detta medför i sin tur att de skadeståndsrättsliga reglerna i större utsträckning än i det svenska systemet får fungera som en ”nedre botten” för miljöansvaret. Dels för tiden som föregick den förvaltningsrättsliga regleringen, dels när de senare reglerna inte räcker till. I dessa situationer kan alltså det skadeståndsrättsliga systemet spela viss roll för miljömyndigheternas möjligheter att utkräva ansvar av förorenarna. Jag har i det föregående även förordat ett sådant synsätt för svenska förhållanden.[1249] Det kan därför vara av intresse att försöka formulera en någorlunda allmängiltig riktlinje för vad som i många europeiska länder skulle kunna accepteras som tillåtet med avseende på miljöansvaret i tiden inom det skadeståndsrättsliga systemet.

Ett förslag till en sådan riktlinje skulle det bli något i denna väg: Har förorenaren agerat *oaktsamt* med tanke dåtidens regler och vad som kunde krävas av ett företag av sådan storlek och teknisk kompetens, har det ett miljöansvar även mot det skadelidande allmänna intresset.[1250] Förutsättningen för detta är dock att det vid tiden för den skadegörande handlingen på objektiva grunder var möjligt att *förutse* att någon skadelidande skulle ställa ett sådant krav på förorenaren. Det bör inte ha någon betydelse om den skadelidande är en *enskild*, eller en representant för det *allmänna* intresset av en god miljö. Jag menar att det bör gå att formulera en norm för aktsamt beteende vid varje given tidpunkt som är allmängiltig och oberoende av vilket intresse som skadas. Jag har svårt att se varför det ska göras någon avgörande skillnad mellan dessa intressen. I så måtto håller jag alltså den nederländska principen om relativitet som alltför snäv och förespråkar en förutsebarhet i vidare bemärkelse.

[1249] Avsnitt 8.3.6.
[1250] Fritt efter Grant i Environmental liability, sid. 230.

11.6.2 Uttryckliga tidsgränser

Slutligen några ord om preskription. Som nämnts tidigare, rådde under miljöskyddslagen osäkerhet om de offentligrättsligt grundade miljövårdsanspråken var föremål för preskription.[1251] I den diskussion som fördes menade civilrättsligt orienterade författare att så var fallet och jämförde bl.a. med reglerna för miljöskadestånd. Den dominerande uppfattningen inom den förvaltningsrättsliga doktrinen var istället att offentligrättsliga plikter inte preskriberas så länge som de inte utformas som en fordring på ett förmögenhetsvärde. I miljöbalksärendet tog regeringen det säkra före det osäkra i denna fråga och införde en uttrycklig regel om att efterbehandlingsansvaret enligt 10 kap. MB inte är föremål för preskription.[1252]

Detta med en uttrycklig tidsregel för ansvaret för förorenade områden är också en lösning som valt i andra länder, t.ex. i den danska JFL. Däremot har jag inte funnit något exempel på en lagstiftningsregim på detta område där de offentligrättsliga kraven har varit föremål för civilrättslig preskription. Detta var också den praktiska konsekvensen av den inställning som var förhärskande inom svensk förvaltningsrättslig litteratur före miljöbalken; offentligrättsliga anspråk är i och för sig föremål för preskription, men tidsfristen kan inte räknas förrän det finns ett krav uttryckt i ekonomiska termer. I efterbehandlingssammanhang innebär det att tidsfristen börja att löpa först när åtgärderna är utförda och följaktligen kravet på kostnadstäckning har uppstått. Enligt min uppfattning är detta en rimlig fördelning mellan de civilrättsliga och de förvaltningsrättsliga lagstiftningarna. Det är svårt att se att ett annat synsätt vore förenligt med den offentligrättsliga lagstiftningen på området, som utgår från förhållanden såsom de ser ut här och nu. Den grundläggande utgångspunkten är – vilket jag har upprepat genom hela studien – vilka åtgärder som behövs till skydd för människa och miljö idag och inför framtiden. Detta system går att förena med absoluta tidsgränser bakåt i tiden för förorenarens ansvar, parat med ett strängt markägaransvar för nuvarande förhållanden. Att använda de civilrättsliga preskriptionsreglerna på detta område medför stora problem, vilket också har uppmärksammats i diskussionen om miljöskadestånd.[1253] Det tar ofta lång tid innan föroreningar i naturen uppmärksammas, vilket i ett system med korta

[1251] Avsnitt 2.2.5.1.

[1252] 10 kap. 4 § 2 st. MB. I förarbetena skriver regeringen att ”Ansvaret för efterbehandling handlar inte som preskriptionslagen främst om pengar.” (MB-prop. del 1, sid. 360). Denna motivering tycker Bengtsson är ”ganska diskutabel”, men som ”(f)rån miljösynpunkt kan dock också detta framstå som en rimlig lösning.”. (Speciell fastighetsrätt – Miljöbalken, sid. 202).

[1253] Se Darpö 1994, sid. 149f. för en redogörelse om preskriptionsreglerna och turerna kring lagstiftningen om produktansvar och miljöskadestånd.

tidsfrister kan medföra att kraven redan är utsläckta när miljöskadan upptäcks.

11.7 Sammanfattning av diskussionen

I kapitlet diskuteras frågan om miljökraven i tiden; hur påverkas ansvaret för de föroreningar som idag utgör fara för människor och miljö av hur länge sedan som föroreningarna skedde? Frågan innehåller två moment; vad utlöser ansvaret (händelsen för länge sedan eller miljöfaran idag), och i vilken utsträckning är retroaktiv lagstiftning tillåten på detta område?

Olika syn på miljövårdskraven i tiden

De europeiska lagstiftningsregimerna representerar olika synsätt på frågan om miljökraven i tiden. I de länder som har ett skadeståndsrättsligt synsätt på förorenarens ansvar gentemot miljön som allmänt intresse blir de tidsregler som hör till detta rättsområde avgörande. Ett sådant synsätt finns representerat i Nederländerna där utgångspunkten är att ansvaret ska bedömas utifrån den aktsamhetsnorm som rådde vid tidpunkten för den förorenande händelsen. Detta bestämdes genom 1983 års lagstiftning Hoge Raad har accepterat att lagstiftningen även gäller för föroreningar som skett före denna tidpunkt. En bortersta tidsgräns sattes dock 1975; före den tidpunkten ansåg domstolen att företagen inte kunde förutse att staten skulle återkomma många år efteråt med krav på sanering (den s.k. Shellformeln). Den nederländske lagstiftaren har försökt att möta denna begränsning i ansvaret för historisk förorening med att införa en särskild regel för grova miljöförsyndelser som skett före 1975. En bortre gräns utgörs dock av de civilrättsliga preskriptionsreglerna.

Lagstiftningsregimerna i Storbritannien och Tyskland kan sägas vara motpoler till detta synsätt. Här utlöses ansvaret av att föroreningarna utgör en kvalificerad fara för människor och miljö idag. Skadeståndsrättsliga tidsfaktorer som preskription och liknande är därför inte relevanta.

Snävast i synsättet på miljökraven i tiden kan sägas vara de lagstiftningsregimer om förorenade områden som vilar på förvaltningsrättslig grund, men ändå knyter ansvaret för dessa områden till den förorenande händelsen eller skadevållaren. Ett sådant system utgår från att kraven inte kan omfatta föroreningar som skett före ikraftträdandet av reglerna. Om miljön som allmänt intresse saknar skadeståndsrättsligt skydd i en sådan lagstiftningsregim uppstår därmed ett ”tomrum” i regleringen. Ett exempel på detta var det svenska rättsläget efter Klippan-domen.

I kapitel 9 förespråkades att en hållbar regim på detta område bör utgå från en förvaltningsrättslig grund men också vara försedd med en skadeståndsrättslig ”lägsta botten”. De regler som ska utgöra denna botten bör kunna formuleras på så sätt att om förorenaren har agerat *oaktsamt* med tanke dåtidens regler och vad som kunde krävas av ett företag av sådan storlek och teknisk kompetens har han ett miljöansvar även mot det

skadelidande allmänna intresset idag. Förutsättningen för ansvar är dock att det vid tiden för den skadegörande handlingen på objektiva grunder var möjligt att *förutse* att *någon* skadelidande skulle ställa sådana krav på förorenaren.

Europarätten och retroaktivitet

Diskussionen i kapitlet har även handlat om uttrycket retroaktivitet. Den uppfattning som framförs är att lagstiftning som ingriper i fortgående förhållanden inte är retroaktiv om begreppet ska användas på ett sätt som gör det hanterligt. Detta hindrar inte att sådana ingrepp lika fullt omfattas av de regler och allmänna rättsgrundsatser som utvecklats till skydd för den enskilde. Att i varje situation bestämma vad som är retroaktiv lagstiftning är emellertid svårt och dessutom ofta kontroversiellt i samhället. Det synsätt som EG-domstolen har utvecklat i retroaktivitetsfrågan kan därför sägas ha viss bärighet för alla lagstiftningsåtgärder som närmar sig denna problematik.

Den EG-rättsliga uppfattningen om retroaktivitet vilar på en presumtion om ett förbud; en regel är endast tillbakaverkande om detta är lagstiftarens avsikt. Denna avsikt ska kunna utläsas ur ordalydelsen, alternativt framgå av lagstiftningens syfte eller det sammanhang som regeln verkar i. För att retroaktiv lagstiftning ska vara tillåten krävs också att detta är nödvändig för att tillgodose ett tungt vägande allmänt intresse. En ytterligare förutsättning är att de berörda enskildas berättigade förväntningar respekteras. Sådana förväntningar existerar främst om den genomsnittlige och medvetne aktören inte kunde förutse en sådan förändring av ett rättsläge som han på goda grunder uppfattade som klart.

Slutsatser om rättsläget i miljöbalken

Kapitlet avslutas med en längre diskussion om Klippan-domen och övergångsregeln till miljöbalken, som är avsedd att återföra rättsläget till vad lagstiftaren ansåg att det var före domen. Den uppfattning som förespråkas är att den valda lösningen i sig är acceptabel ur europarättslig synvinkel. Den retroaktiva regeln är tydlig och den fyller en viktig funktion för att ansvaret ska bli lika för samtliga som bedrivit förorenande verksamheter (i ordets normalspråkliga betydelse) efter 1969.

När det sedan gäller frågan om den valda regleringen kränker de berörda företagens berättigade förväntningar bör denna bedömning göras konkret i de enskilda fallen. Det finns tillämpningar som helt klart är otillåtna mot bakgrund av det rättsläge som gällde tidigare, t.ex. att låta någon som avslutat verksamheten före miljbalkens ikraftträdande stå för efterkommandes försyndelser (regeln om solidariskt ansvar i 10 kap. 6 § MB). Det finns också exempel på tillämpningar som helt klart är tillåtna, t.ex. låta den ansvara som orsakat förorening genom olagliga utsläpp och därefter avslutat verksam-

heten före 1989. En liknande bedömning bör kunna som huvudregel gälla för samtliga verksamheter som avslutats efter 1969; verksamhetsutövaren kan knappast anses ha berättigade förväntningar om att de miljörättsliga förpliktelser upphörde vid avslutandet.

När det däremot gäller verksamheter som har överlåtits före 1989, kan det däremot vara så att sådana förväntningar faktiskt existerar som ska respekteras. Huvudregeln bör följaktligen i denna situation vara att ansvaret har gått över till den som förvärvade verksamheten, åtminstone om det är fråga om verksamhet som bedrivits med tillstånd.

Bedömningen av om en tillämpning av miljöbalkens ansvarregler är tillåtliga ur europarättsligt perspektiv bör alltså göras från fall till fall. Slutligen blir det en fråga om en rimlighetsbedömning i det enskilda fallet, något som kan lösas inom ramen för den särskilda skälighetsregeln i 10 kap. 4 § MB.

Summary in English

Introduction

Contaminated areas

There are thousands of contaminated areas throughout the industrialised world. These areas include old waste deposits, contaminated ground and sediments that contain large quantities of noxious chemicals and materials. Many of the areas could be described as "historical depths" as the contamination were caused by very old industrial plants. However, many of the contaminated areas are a result of the industrial development after the Second World War. In fact, also today industrial plants cause contamination as a result of, at first, accidents, leaking tanks and pipelines and mal-placed deposits of waste.

Contaminated areas seldom give rise to sudden or spectacular damages. The major problem today is rather a result of continuous leakage of dangerous substances from contaminated areas into surrounding areas. In inauspicious circumstances groundwater can be polluted, with long-lasting effects, even by small amounts of contaminants. Contamination in the ground and in sediments often requires remediation before the area can be used for construction of houses or other human activities sensible to pollution. Contaminated land and sediment can also contain extremely dangerous substances such as PCB and mercury. To conclude, contaminated areas represent a major serious environmental problem for the future.

The study

The study examines several legal issues related to the environmental problems of contaminated areas. It focuses on legal obligations on the various parties who have been involved in the activities causing the pollution, or in other ways are connected to such areas.

Certain prerequisites determine the examination. First, the overriding aim is to discuss a legal basis for efficient remediation of contaminated areas that, as regards this specific environmental problem, could contribute to a sustainable development in the future. Secondly, as the problem with contaminated areas is immense, legal solutions must be subject to the limits of national economy. Thirdly, any proposed obligation must conform to the "Polluter Pays Principle" and must also be accepted as just and fair by the society. Fourthly, presumably the problems with contaminated areas will remain for a substantial period. Thus, on one hand the study concerns the liability of the polluter to remediate contamination in a way that eliminates the risks for man and the environment in the future. On the other hand, the discussion relates to the responsibilities of others than the polluter – typically the landowner – to prevent contaminants spreading into the surroundings. Fifthly, the discussions are based on the idea that public environmental authorities should possess efficient legal remedies in order to impose requirements on polluters and landowners to investigate and remediate contaminated areas.

The methodology used in the study is environmental legal and comparative. Legal issues are defined and solutions are proposed taking into account both the specific environmental conditions and the results from a comparison of legal rules for contaminated areas in a number of European countries.

The study includes – besides a first introduction (Chapter 1) – two parts. The first part describes and analyses legislation on contaminated areas in four different countries: Sweden, the Netherlands, United Kingdom (England and Wales) and Denmark (Chapters 2-5). It also presents briefly the legislation in this area in some other European countries and the EC White Paper on environmental liability (Chapter 6).

The second part analyses and discusses certain typical legal issues ("key-issues") related to the problem with contaminated areas. It first approaches certain basic issues related to the specifics of contaminated areas: the scope of legislation for contaminated areas, the ambition of environmental measures, the use of environmental quality standards, the function and legal effects of registration, and, finally, the content and scope of the legal duties to remediate (Chapter 7). After that follows a discussion of certain, especially important "key-issues" related to the management of contaminated areas: the difference between a public law perspective and a private law perspective (Chapter 8), the liabilities and responsibilities of a polluter and a landowner (Chapters 9-10) and, finally, legal complications related to old pollution (Chapter 11), in particular the question if a person could be held liable for pollution that occurred before a legal requirement to remediate contaminated areas entered into force (retroactivity).

Part I

Sweden

The Swedish legislation related to contaminated areas has its roots in old water law and the Environmental Protection Act (Miljöskyddslagen) from 1969. The legal traditions were partly inherited in Chapter 10 of the Environmental Code (Miljöbalken) from 1998, but the new provisions also include several changes. The scope of the new rules is wide, including contaminated ground and water, buildings and installations. However, the requirements in Chapter 10 only apply if the contaminants impose a risk to human health or the environment and, in order to register an area and thereby restrict land-use, the contamination has to be "serious". Moreover, the legal aim is somewhat unclear. Although the application of Chapter 10 should lead to the overall goal "sustainable development", the level of the liability shall always be determined according to a "test of reasonableness", where the need for environmental measures should be weighed against the costs of such measures. Based on "public law", Chapter 10 provides different legal instruments for the authorities to control and remediate contaminated areas. However, the provisions related to these instruments, and the corresponding obligations for polluters and landowners, are not especially developed or precise.

Certain instruments are used to implement the basic legal requirements in Chapter 10. These instruments are also based on traditional "public law": e.g. the right of environmental authorities to reconsider existing permits and to serve orders on polluters, using administrative fines as means of enforcement. The authorities may as an alternative carry out the measures themselves and recover the costs from the liable party afterwards. All these decisions by the authority may be appealed in a public law order. The last instance is the Supreme Environmental Court. Moreover, it is legally unclear whether the Swedish authorities have access to private law instruments in their implementation work.

Both polluters and landowners are subject to liability according to Chapter 10 of the Code. The liability of the polluter (first class liability) covers undertaking "reasonable" measures to investigate and remediate the contamination that he has caused. The "test of reasonableness" includes consideration of different factors related to the polluter's conduct and also to the length of time that has passed since the pollution took place. Such factors can mitigate the scope of liability in the particular case. If there are several parties, the liability is "joint and several", excluding only those parties that

can show that their contribution is so small that, taken by itself, it should not release a requirement to remediate.

If a polluter cannot be found liable, the purchaser of a contaminated estate may be held liable if the transaction took place after 31 December 1998 (second class liability). A prerequisite, however, is that buyer knew – or should have known (constructed knowledge) – that the estate was polluted. The landowner may also – although not liable according to the above rules – be obliged to pay for the costs associated with the remediation if this leads to raised value of his estate (value equalisation or rules of "unjust enrichment"). In addition, according to Chapter 9 of the Code, the landowner is always obliged to prevent that anything "stored" on the land may damage the environment. This obligation according to Chapter 9 is not clearly coordinated with the requirements to remediate contaminated areas under Chapter 10.

The liabilities under Chapter 10 relates to any activity that was not terminated before 30 June 1969. As regards these activities, the public law are not in principle limited by any date, but the time factor can mitigate the liability. The landowner's responsibility to remediate "stored" pollution is continuous and not therefore subject to any time limits at all.

The Netherlands

The Netherlands is one of the leading countries when it comes to addressing the environmental problems connected with contaminated areas. The first legislation was adopted as early as 1983. It was replaced 1994 by a modern act, the Wet bodembescherming (Wbb). Wbb is a comprehensive legislation that aims both at preventing and remediating contamination. The legal instruments are well suited to this specific environmental problem. A system of remediation standards, determining specific contaminants in numeric values, is well developed and world leading. Moreover, the obligations imposed on liable parties are composed specifically for the remediation of contaminated areas. There are e.g. a requirement to obtain advice from a special scientific agency on soil pollution, requirements on special remediation programs and plans, covering the entire project from investigation, remediation and subsequent monitoring. However, the legislation only applies to seriously contaminated areas and the efforts of the authorities are therefore concentrated on areas where measures are urgent. The advantage of this system is that public funds are spent on the areas of highest priority. The drawback is that being that some contaminated areas receive no attention. The traditional aim of remediation measures in the Netherlands was achieving "multifunctionality", meaning that land after remediation would be suitable any type of land-use, even e.g. gardening and running kindergartens.

Nowadays, "multifunctionality" has been replaced by the "functional cleanup" approach. The aim is then to render the area suitable for use of the land as planned. There is thus a difference between standards required for industrial sites and those required for housing sites.

The obligations under Wbb on polluters and landowners are based on public law. The liability of the polluter is determined objectively irrespective of private law factors as culpability and time limits, in principle. When several polluters are involved, the distribution of the liability is in principle proportionate to their contribution to the contamination. Also, the landowner's liability in connection with contaminated areas is extensive, whereas only "innocent" landowners are excluded. An innocent landowner is one who has had no sustainable relationship with the polluter, or the polluting activity, and, additionally, has not bought the estate knowing of (including "constructed knowledge", see above) of the contamination. Even if innocent, the landowner always is obliged to undertake measures to prevent the contaminants from escaping into the environment. There is also a rule of "unjust enrichment" (see above), which has a long tradition in Dutch tort law.

The instruments of implementation of the legal requirements under Wbb are the traditional public law ones, that is orders and administrative fines. However, the implementation system also has private law ingredients. According to case law, the environmental interests protected by the authorities are also such interests that are protected by the Dutch tort law. So, when a party has caused contamination by an unlawful act – usually by negligence – he is obliged to compensate the authorities for the cost of remediation. Consequently, the authorities have a right to choose between the public law and the private law instruments, as long as the use of the latter does not interfere in an unacceptable way with the public law system ("the two road doctrine"). To adjust to this doctrine, the implementation system of the act of 1984 was based on a rule entitling the authorities to reclaim from the polluter their costs for remediation, provided the contamination was caused by an unlawful act, but irrespective of when this happened. In a series of cases from the mid 1990s, the Dutch Supreme Court – the Hoge Raad – only to a certain degree accepted this argument. The Court accepted the retroactivity as such of the rule, but not prior to 1975. The Hoge Raad reasoned that no earlier than that date, the liable parties could foresee that the state could bring an action for remediation of contaminated areas (the "Shell-formula"). Since the system for cost recovery in the act of 1994 still is based on tort law, the system thereby is rests upon the "two road doctrine". The Dutch legislator has also tried to mitigate the effects of the Shell-formula by introducing a separate tort action for grossly negligent behaviour before 1975. It is, however, uncertain how the Hoge Raad will receive this rule. It is also uncertain

if the Supreme Administrative Court (Raad van Staten) will accept that the public law duties are independent of the Shell-formula.

United Kingdom (England and Wales)

The legislation on contaminated areas in the U.K. (England and Wales) is part of the Environmental Protection Act of 1990. These provisions in EPA Part IIA have the roots firmly in public law. English authorities have no access to private law instruments.

Part IIA only applies to seriously contaminated areas. The definition of such areas is that the contaminants cause (or there is a significant possibility that they cause) significant harm to specific, designated interests or that water is being (or likely to be) polluted. The interests are defined as serious harm to human health or substantial harm to buildings, establishments, crops and livestock or designated nature reserves. That makes the scope of the UK legislation rather narrow with a distinct focus on serious contamination.

It is a task for the local authorities to determine an area as contaminated according to the wordings in EPA Part IIA. When this is done, the authority must order the liable party to remediate the area in a "reasonable" manner. The aim of Part IIA is called "suitable for use", which means that the land should be suitable for the land use planned in the nearest future. The system for implementation – both notices and undertakings by the authority – is strictly public law, as is the mechanism for cost recovery. However, the orders addressed to the liable parties must be precise in order to function in a criminal law context, since the main sanction against disobedience is the fact that it is an offence.

The liabilities of the polluters ("the causers") must be regarded as harsh. There are not really any defences that may be used to avoid the liability, except when the public demands causes "hardship" to the addressee. This is mainly a defence for privates, orgainsations and SME:s (small and medium enterprises). If there are several liable parties, Part IIA offers a complicated system of distribution, mainly by excluding some parties and channelling the duties to the latest or biggest contributor. Also the responsibilities of the landowners are strict. First, the landowner can be liable along with the polluter if he is related to him or has "knowingly permitted" the polluting activity taking place. Second, the landowner is liable if the polluter cannot be found. In these latter cases though, his responsibilities only covers his own estate. Also, if the contaminants only pose a risk of causing water pollution, the landowner is excluded from liability.

Part IIA is based on the assumption that contaminated areas poses a continuous serious risk to certain vital interests, today and in the future, and that it is necessary to counteract this risk. Therefore, it is legally irrelevant at

what time the contamination occurred and the requirements are not subject to any time limits. This demonstrates that the contaminated areas provisions are closely related to other UK public law statutes, such as the regulations of statutory nuisances in EPA Part III.

Denmark

Also in Denmark the legislator observed the problems concerning contaminated areas at an early stage. As in the Netherlands, the reasons are obvious: the dense population and the great dependence on groundwater resources for drinking purposes. As early as 1983 a law on waste deposits was introduced. The aim of that legislation was to register contaminated areas as a starting point for the public measures to remediate these areas. The liabilities of the polluters and the landowners did not, however, follow from that act, but from the Environmental Protection Act (Miljøbeskyttelsesloven, MBL) of 1974 and 1991. Case law under MBL through the 1990s revealed that MBL lacked enforcement capacity. This was due to both inefficient instruments as such, and the fact that the Danish Supreme Court – Højesteret – found that culpability and time limits according to private (tort) law was a complementary condition for liability. This finding was indeed an obstacle to efficient implementation of the public law instruments. However, to some extent this was offset by the legal right for Danish environmental authorities to have access to the private law system when seeking the liable parties for their share in the costs for remediation of contaminated areas.

In order to modernize and improve the legislation in this area, the Danish legislator adopted a new statute: Soil Pollution Act (Jordforureningsloven, JFL), that entered into force in the beginning of 2001. JFL acknowledged a more pragmatic approach to the environmental efforts concerning contaminated areas. Previously, the aim of remediation measures in Denmark was "multifunctionality". JFL was instead based on the idea that public funds should at first be used to remediate areas that are vital for protecting the groundwater, or else are worthy of protection. The rest of the contaminated areas are to be registered as well, but only in connection with development of the area. However, in those situations, protective measures can be ordered as a condition for the development works. The JFL also offers other instruments, specially designed for the specific environmental problem. E.g., it provides for the use of quality standards and it includes requirements to remove and treat contaminated soil.

JFL is based on public law. Liability is determined according to objective criteria, provided that the contamination is a result of commercial or public activity. Otherwise, liability is dependant on fault in a tort law sense. If a person is found liable, the aim of the measures is to "re-establish" the area's

state before the pollution occurred. If there are several polluters involved, the liability is "mitigated, joint and several", meaning that the requirements are addressed to the person who made the biggest or last contribution of pollution. Landowners are liable even without fault for the pollution, if caused by leaking oil tanks used for heating purposes. This liability is complemented by a compulsory insurance obligation.

The liability of JFL is not retroactive. The Danish legislator has, however, stipulated several dates for the implementation of different rules. This makes the system somewhat complex. When the authorities use tort law instruments, normal time limits of private law apply. This is not the case as regards obligations under JFL. However, JFL prescribes that the public law requirements do not apply 30 years after date that the polluting event or the activity was concluded.

Other European countries and the EC White Paper on environmental liability

Among other European countries that have legislated in this area, the German Soil Protection Act (Bundes-BodenSchutzgesetz, BbodSchG) of 1999 is of great interest. This legislation is strictly based on public law. It includes substantial rules for investigation and remediation of contaminated areas ("Altlasten"). The provisions cover seriously contaminated areas and the addresses are both the polluter ("Handlungsstörer") and the landowner ("Zustandstörer") on an equal basis. Like the UK regime, the liability is linked to the precondition that the contamination poses a threat to man or the environment, irrespective of when and how the contamination was done. The aim of the environmental measures is to protect these interests with respect to future land use and quality of water-resources. If the contamination occurs after the BbodSchG came into force, the provisions require restoration of the area.

There is little legislation that covers contaminated areas as such at the EC level. However, the Commission worked for over ten years on a "White Paper" on environmental liability, which was published last year. The White Paper presents the ideas of an EC approach to this area: an EC directive covering compensation for traditional damage to man and property, contaminated areas and on the environment per se ("ecological damages") in nature reserves protected by EC law.

The White Paper proposes strict liability, with limited exemptions only. The liability will apply to dangerous activities according to EC law (IPPC-directive, directives on waste and transportation of dangerous goods). The requirements on remediation only covers contaminated areas where the contaminants pose a significant risk to man or the environment. Quality

standards (including numeric values) related to contaminated areas shall be elaborated on EC-level.

The aim of the remediation should be to render the area suitable for the actual use, but also for an "appropriate" alternative use in the future. Only such persons that are closely connected to the polluting activity may be held liable. No provisions are provided for the situation when several polluters are involved. The expected directive should be "non-retroactive", even if the Commission admits the problems of defining this term with respect to on-going activities. Finally, the directive should impose minimum requirements and be neutral with regard to whether the member states use public law or private law solutions in the management of contaminated areas. Still, the White Paper is strongly influenced by a tort law approach, which brings some confusion.

Part II

Typical legal issues relating to contaminated areas

The discussion in part II focuses at first on certain typical legal issues related to the specifics of contaminated areas. These issues are: the scope of legislation for contaminated areas, the ambition of environmental measures, the use of environmental quality standards, the function and legal effects of registration, the use of certain "trigger values" (a sort of standards indicating a level of contamination where remediation or investigation must be carried out) and, finally, the content and scope of the legal duties to remediate.

The scope of legislation for contaminated areas differs between the European states. In some countries, management of contaminated areas is regulated as one part of sector legislation, e.g. waste law. In others, legislation focuses specifically on areas that are already contaminated. A third, wider approach is taken by countries who have adopted a comprehensive soil protection statute with objectives to prevent soil from being polluted or otherwise damaged, to provide for measures to be taken in already contaminated areas, including to remove polluted soils, and finally to impose obligations on various parties to remediate. In Europe, only the Netherlands and Germany have adopted such a comprehensive legislation. Although one could discuss the necessity of covering all forms of damages (compaction, salinisation, erosion, etc.) to the soil within one and the same act, this broad perspective certainly gives the best possibility of managing the environmental problem as a whole. As is pointed out in the study, a sustainable legal approach to contaminated areas should entail both prevention and reparation.

Furthermore, the legislation should apply to all contaminated areas where the contaminants pose a risk which is not negligible to man or the environment. If only seriously contaminated sites are included, the risk is obvious that remediation would not be far reaching enough, that it would stop at the point when an area is no longer seriously contaminated.

Registers are used in almost all countries, with varying legal effects. The most common system is to register only seriously polluted sites. The legal consequences vary from restrictions on development to an imperative for investigation and remediation of the area. In the opinion of this study, there can be some problems when registers cover areas where contamination only is suspected. If these registers include areas for housing, the economic effects to the house owners can be substantial. Therefore, such registers should only cover industrial areas where the historic or present activities are of such a nature that contamination can be caused.

Quality standards including numeric values are widely used within this area. They can, however, relate to different "levels" of contamination and to different situations. "Target values" (T-values) relate to "how clean is clean" and "Intervention values" (I-values) to the opposite, since they signal serious contamination. "Precaution values" (P-values) relate to investigation measures. There is a general tendency throughout Europe truing to make quality standards with numeric values legally binding. If such values are exceeded, they release requirements to carry out certain measures (investigation or remediation) and/or restrictions concerning how the area may be used. This study concludes that legally binding values should be used only to a limited extent in connection with contaminated areas. This is due to the difficulties in establishing the exact status of any contamination in soil. In addition, risk assessments almost always must be done on an individual basis, with respect to factors such as the type of soil, the paths for spreading and the type of public and private interests concerned. Finally, there are problems in linking a specific requirement on a person to the fact that a numeric value is exceeded. Therefore, legally binding I-values should only be used in relation to ground water pollution and to dangerous substances located in the top layer of the soil where human beings can be exposed to them. T-values should normally be used as guidelines for individual decisions. However, with regard to industrial sites, it should be possible to use legally binding P-values that trigger investigations in the area.

When legal duties are discussed, the focus is on investigation and remediation. In this study, it is suggested that the traditional public law duties and instruments must be complemented and improved with respect to the specific environmental problem. Industrial activities that employ pollutant substances in their processes, should be faced with a duty to investigate the ground continually, at intervals. In fact, both in the Netherlands and in the

U.K., such a requirement is already regarded as following from the EC IPPC-directive ("base line studies"). The legislation should also empower authorities to force the liable parties to present a "remediation plan", including the entire project from start to finalisation, its costs and environmental effects. When it comes to remediation, the policy of "suitable for use" seems preferable. This means that the aim of remedying "historic pollution" should be to protect major environmental interests, such as clean drinking water and ecologically sensitive areas. The major argument for this approach is that economic resources should be used where they give the greatest "environmental result". It is of vital importance, however, that developing projects do not hinder future remediation. The aim of remedying contamination that has taken place after the introduction of modern environmental law (that is, in most countries, in the mid 1970s) should be multifunctionality. The only exceptions from this rule should be that such measures are technically impossible, or that the costs are clearly to high with respect to how the area is expected to be used in the future.

Public law and/or private law

European countries examined in this study have had different traditions with respect to dealing with liability for contaminated areas. Today, however, most countries have a modern public law regime, even if tort law elements sometimes are included. This study concludes that the public law approach is preferable. The environmental problem as such demands for a preventative perspective: Only a "risk-assessment" perspective can take into account the fact that contaminated areas is an on-going problem. Legal requirements should therefore be addressed to the parties that currently have the possibility to deal with the problem. By contrast, the retrospective approach does not promote efficient implementation of the today's environmental goals. Still, the tort law system can contribute solutions concerning such aspects as distribution of liability among several parties and the burden of proof. These solutions should, however, be used as a result of a conscious decision of the legislator. As the Danish example shows, a legal system based on public law, but to a considerable extent interpreted with support from tort law, creates confusion among those who implement the rules in practice. The system of civil procedure could also lend some ideas to public law implementation. There is a need to develop new instruments in these contexts, such as the possibility to call for joint hearings with several involved parties. The public law system should also indicate that authorities are allowed to use tort law to protect the public interest. Such use should, however, be in line with the Dutch "two road" doctrine, which means that these instruments should not

be used in a manner that confuses the public law system or weakens the position of the individual.

Liabilities of the polluters

The "ideal" legal regime for contaminated areas discussed in this study uses a wide definition of "polluter". The polluter should be determined after an independent public law judgement and basically include any party that that in an overall manner controls the polluting activity. The regime also needs a rule that prevents a company form being used to avoid liability. Furthermore, a rule of distribution of liability among several parties is needed. However, the rule of "joint and several" liability is in general not well suited to the situation of contaminated areas. The parties involved can often be identified and their shares can be proportioned according to their contribution. In many situations, the most effective solution, and also the one that appears to be the fairest, is to address the obligation to remediate or investigate to the last polluter. The rule of "joint and several" liability should only be used when it is impossible to allocate the contributions. The rules for distributing liability among several parties should be complemented with the possibility for a "petty" polluter to be excluded or only to pay his share. The legal basis for liability should be objective according to public law criteria. Tort law factors such as fault put an often impossible onus on the authority to prove negligence and thereby contribute to the polluter not paying. The essence of PPP is instead that all environmental costs should be included in the price of the goods, irrespective of the subjective attitude of the operators. Such an objective public law liability should, however, be combined with the possibility of avoiding "hardship" in an individual case.

Responsibilities of landowners

The legal regimes related to contaminated areas, included in this study, comprise four legal constructions that determine landowner's liabilities and responsibilities.

First of all, the landowner can also be a polluter because of the close connection between him and the polluter or the polluting activity. Secondly, most countries have traditional legal constructions that entail responsibility for the landowner for what he keeps on his premises. In this way, passivity of the part of the landowner is not tolerated and brings about liability. Most of the legal regimes for contaminated areas also include a responsibility for the landowner to prevent contaminants spreading from his estate into the surroundings. Thirdly, to prevent polluters from escaping from liability, a landowner is often held liable if being a negligent purchaser of a contami-

nated estate. A person who buys such an estate with knowledge or constructed knowledge (the purchaser ought to know about the contamination) "steps into the polluter's shoes" with respect to liability for investigation and remediation. Fourthly, the rule of "unjust enrichment" normally applies to landowners. It should be noted, though, that this legal obligation has been adopted by some countries, e.g. Germany, the Netherlands and Sweden, but not by e.g. U.K. and Denmark.

In the discussion in this part, this study recommends a legal regime based on substantial landowners liability. Two main arguments are put forward for this conclusion. First, and most important, this is an effective way of counteracting polluters' possibility to "dodge the liability", by selling contaminated sites. A substantial landowners liability is therefore, indirectly, compatible with PPP. Second, the landowner is the most important agent in a legal regime with a preventative perspective. He knows about the history of the site, he is most able to undertake remediation measures and he also enjoys the benefits of any measures taken.

Time and retroactivity

The time factor and retroactivity is also discussed in this part. As an introduction, case law from the European Court of Justice is analysed and also literature commenting on these issues. The conclusion drawn from this examination is that EC law applies two main principles. The first is called the "Doctrine of the Immediate Applicability" of the EC rules. In short, this means that rules are not considered to be retroactive if the actual situation was not changed before the rules entered into force, e.g. when new legal requirements to remediate contaminated sites are used against a polluting activity still operating. The second principle is that EC law rests upon a presumption of prohibition against retroactive legislation. This presumption can, however, be departed from if the retroactive intention clearly follows from the statute's wordings, objectives or general scheme. In both these cases, however, other EC principles to protect individuals must be respected, mainly the one of "legitimate expectations".

The analysis of EC law is followed by a discussion of the meaning of "legitimate expectations" concerning contaminated areas. It is observed that in several countries it is considered that legislation can connect duties to prevent an ongoing disturbance from an estate from affecting the surroundings, without being retroactive. Even in those countries that do not have this responsibility for "trusteeship", it is argued that a requirement to take reparative measures does not infringe on any legitimate expectations of the liable person if the polluting activity was concluded after the introduction of a modern environmental legislation, comprising the requirement.

Källor och litteratur

Offentligt tryck

Sverige

Betänkanden

SOU 1939:40 Åtgärder till motverkande av vattenförorening mm.
SOU 1966:65 Luftförorening, buller och andra immissioner
SOU 1978:80 Bättre miljöskydd 1
DsJo 1983:1 Förorening av mark och grundvatten
SOU 1983:20 Bättre miljöskydd 2
SOU 1983:23 Säkerhetsåtgärder m.m. i skatteprocessen
SOU 1987:15 Miljöskadefond
SOU 1987:59 Ansvarsgenombrott
SOU 1988:34 Dalälven - en miljösatsning
SOU 1992:135 Miljöskadeförsäkring och handräckningskostnader
SOU 1993:27 Miljöbalk
SOU 1993:78 Miljöskadeförsäkringen i framtiden
SOU 1996:103 Miljöbalken
SOU 1997:127 Straffansvar för juridiska personer
SOU 1998:35 Förordningar till miljöbalken
SOU 1998:13 Säkrare kemikaliehantering
SOU 2001:1 Ny aktiebolagslag

Riksdagstryck

NJA II 1940 s. 112 Ändringar av 8 kap vattenlagen
Prop 1941:45 Ändringar av 8 kap vattenlagen m.m.
NJA II 1942 s. 1 Ändringar av 8 kap vattenlagen m.m.
NJA II 1956 s. 211 Ändringar av vattenlagen m.m.
NJA II 1965 II s. 59ff Ändringar vattenlagen m.m.
Prop 1969:28 Miljöskyddslag
Prop. 1970:20 B Jordabalken
Prop 1973:141 Ändringar av miljöskyddslagen
Prop 1980/81:92 Ändringar av miljöskyddslagen
SOU 1983:7 Ersättning för miljöskador
Prop 1985/86:83 Ersättning för miljöskador

Prop 1985/86:1	Förslag till plan- och bygglag
Prop 1987/88:135	Ändringar av miljöskyddslagen
Prop 1987/88:85	Miljöpolitiken inför 1990-talet
Prop 1990/91:90	En god livsmiljö
Prop 1994/95:10	Miljöbalk
Prop 1994/95:169	Ändrade regler om ersättningsansvaret för oljeskador till sjöss
Prop 1997/98:45	Miljöbalk
Bet. 1997/98:JoU20	Miljöbalk
Prop 1998/99:64	Säkrare kemikaliehantering
Prop 1999/2000:53	Genomförande av EG-direktiv om biocidprodukter
Prop 1999/2000:2	Ny inkomstskattelag

Förenta Nationerna

Rio declaration and forest principles. UN Conferens on Environment and development, Rio de janeiro 3-11 June 1992. UN (New York) 1992.

Europarådet

European Council convention on civil liability for damage resulting from activities dangerous to the environment, 32 ILM 1228 (1993).

Europeiska unionen

Vitbok om ersättningsansvar för miljöskador: KOM (2000) 66 slutlig, framlagd av EU-kommissionen den 9 februari 2000.

Proposal for a Directive on civil liability for damage caused by waste, COM (89) 282 final, OJ 251/3 (1989), tillägg genom COM (19) 219 final, OJ C 192/6 (23/7-91).

Grönbok om åtgärder mot miljöskador. Meddelande av den 14 maj 1993 (KOM (93)47 slutlig).

Working paper on environmental liability, Commission of the European Communities, Bryssel den 17 november 1997.

Draft white paper on environmental liability. Commission of the European Communities, Bryssel den 22 april 1998 resp. 14 september 1998.

Danmark

Lagstiftningsärenden

Folketingets ombudsman (FOB) 1993 s. 191

Folketingets Tidene, FT 1998/99 A s. 4285-4372

Miljø- og Planlægningsutvalget, FT 1998/99 B, s. 1202-1224

Miljø- og Planlægningsutvalgets betænkning over JFL (L 183 – bilag 83), 20 maj 2000

Domar och beslut

Sverige

Nytt Juridiskt Arkiv I

NJA 1903 s. 210
NJA 1910 s. 604
NJA 1930 A307
NJA 1947 s. 555
NJA 1972 s. 88
NJA 1975 s. 675
NJA 1977 s. 262
NJA 1978 s. 234
NJA 1983 s. 209
NJA 1983 s. 546
NJA 1984 s. 602
NJA 1991 s. 188
NJA 1993 s. 753
NJA 1995 s. 249

Regeringsrättens årsbok

RÅ 84 2:14
RÅ 1996 ref. 57 (Klippan vid Järnsjön)
RÅ 1997 ref. 12:I (Makarna B)
RÅ 1997 ref. 12:II
RÅ 1998 ref. 26
RÅ 2000 ref. 29

Koncessionsnämndens för miljöskydd beslut

KN 19/71
KN 9/72
KN 25/72
KN 63/72 (Emsfors bruk)
KN 95/73 (Askersunds kommun)
KN 12/74
KN 7/76
KN 162/81 (Enåsen)
KN M 1/84
KN 125/84 (Hörnefors)
KN 263/84 (Garpenberg)
KN 34/87 (Hörnefors)
KN 60/90 (Hörnefors)
KN B 31/91 (Makarna K)
KN 126/91 (Sandvik i Gimo)
KN 141/91 (Hörnefors)
KN B 221/91
KN 1/92

KN B 90/92 (Blombacka)
KN 144/92 (Klippan vid Järnsjön)
KN 190/92
KN B 261/92 (AJ:s brädgård)
KN B 159/93
KN B 138/94
KN B 294/94 (Makarna B)
KN B 15/95 (Uppsala flygklubb)
KN B 100/96 (Blombacka)
KN B 156/96 (Karlstad Renhållning)
KN B 217/96 (Klippan i Böksholm)
KN 14/97 (Alsike bensin)
KN B 24/97 (Tippen)
KN B 94/97
KN B 297/97
KN 73/98
KN B 153/98 (Vägverket)

Regeringen

Jordbruksdepartementet 1977-10-13
Jordbruksdepartementet 1983-06-02:17
Jordbruksdepartementet 1983-09-08:29
Jordbruksdepartementet 1984-09-13:17
Jordbruksdepartementet 1985-12-19:47 (Garpenberg)
Miljödepartementet 1988-03-24:4 (Hörnefors)
Miljödepartementet 1988-11-10:10 (Dörarps Krom- och förnicklings AB)
Miljödepartementet 1989-10-12:30 (Papyrus)
Miljödepartementet 1994-04-14. Dnr. M92/3775/B

Övriga domar och beslut

RH 132:82 (hovrättsdom)
Kammarrätten i Stockholm, dom 1994-06-06 (mål nr. 1211-1994)
Kammarrätten i Stockholm dom 20/2-98, mål nr. 10579-1995 (avloppsbrunnen)
Miljödomstolen i Stockholm, dom 1999-06-11 (mål nr. M 115-99)
Svea hovrätt, dom 1997-06-02 (mål B 915-97)
Svea hovrätt, dom 1998-06-04 (mål B 2668-97 och B 464-98)
Göta hovrätt, dom 2000-12-20 (mål B 370-00)
Skattemyndigheten i Göteborg, dnr. 6 14 3317-01/480

Nederländerna

Rättsfallen refereras från den officiella publikationen Nederlandse Jurisprudentie (NJ). Eftersom denna är skriven på holländska, refererar jag i förekommande fall även till Tijdschrift voor milieu aansprakelijkheid (TMA), där referat och kommentar av rättsfallen även finns på engelska.

Rättsfallen i alfabetisk ordning, med referens och sidangivelse:

Domstolar

Akzo (Hof Arnhem 19/3-96, TMA 1997 s. 25)
Akzo Resins och Van Wijngaarden (HR 24/4-92, NJ 1993:642-643, TMA 1992 s. 132)
Amer (HR 13/6-75, NJ 1975:509)
Benckiser (HR 14/4-89, NJ 1990:712, TMA 1989 s. 90)
Benckiser (HR 18/10-88, NJ 1989:496, straffrättsligt avgörande)
Bensal (HR 13/10-87, NJ 1988, 139, TMA 1988 s. 83)
Breustedt (Rb Zutphen 10/11-94, TMA 1995 s. 31)
De Nieuwe Meer (HR 27/6-86, NJ 1987:743)
De Shelde (HR 25/6-93, TMA 1994 s. 93.)
Gaasterdijk (HR 26/5-78, NJ 1978:615)
Galvin (Hof Den Bosch 16/4-97, TMA 1997 s. 80)
Gas Center Heerenveen (Rb Leeuwarden 17/11-99, TMA 2000 s. 23)
Gebroeders Jager (HR 24/5-94, TMA 1995 s. 156)
Gemeente Sittard (Rb Maastricht 5/6-97, TMA 1997 s. 104)
Greidanus (Hof Leeuwarden 24/1-96, TMA 1996 s. 90)
Liewes (Hof Arnhem 22/2-94)
Limmen (HR 9/11-73, NJ 1974:91)
Melchior (Hof Amsterdam 11/5-95, TMA 1995 s. 176)
Motorway 12 (HR 19/12-75, NJ 1976:280)
Shell, Solvay/Duphar och Fasson/Van den Brink (HR 30/9-94, NJ 1994:196-198, TMA 1994 s. 163, 164 och 166.)
Staat - Bol (Rb Zwolle 28/12-94, TMA 1995 s. 70)
Staat - Kabayel (HR 18/2-94, NJ 1995:718)
The French Pottasium Mines (HR 23/9-88, NJ 1989:743, TMA 1989 s. 12)
Van Amersfoort (HR 9/2-90, NJ 1991:462, TMA 1990 s. 114)
Van Boekel Beheer (Rb Den Bosch 10/3-95, TMA 1995 s. 93)
Van Dam (HR 9/1-81, NJ 1981:227)
Van Venroy Beheer (Rb Assen 24/1-95, TMA 1995 s. 89)
Windmill (HR 26/1-90, NJ 1991:393, TMA 1990 s. 132)
Wonwagenshap (Hof Leeuwarden 14/12-94, TMA 1995 s. 85)
Zegwaard (HR 17/9-82, NJ 1983:278)

Övriga beslut

Raad van Staten 1999-08-16 (TMA 2000 s. 26)
Raad van Staten 1999-09-09 (TMA 2000 s. 89)
Raad van Staten 1999-12-28 (TMA 2000 s. 96)
Raad van Staten 2000-02-28 (TMA 2000 s. 116)

Storbritannien

I Storbritannien finns en flora av rättsfallssamlingar. Den officiella är Weekly Law Review (W.L.R.), som vid sidan av den privata All England Report (All E.R.) dominerar marknaden. Till dessa kommer flera samlingar

som antingen är utgivna av domstolarna direkt, eller som är privata utgåvor. Dessutom refereras rättsfall i olika tidskrifter (t.ex. Environmental Liability) och tidningar (främst The Times, The Guardian och den månatliga Environment Data Services Report (ENDS)). Referaten avser avgöranden inom hela Supreme Court of Judicature, och det är ofta omöjligt att direkt från referensen utläsa vilken instans som avses.

När jag har refererat rättsfall har jag i första hand använt All England Report, i andra hand till Weekly Law Review. Dessa samlingar är tillgängliga på universitetsbiblioteken i vårt land. Referensen [1994] 2 All E.R. 439 informerar om att rättsfallet kan sökas i den andra volymen av 1994 års utgåva av rättsfallssamlingen, med början på sidan 439. Motsvarande gäller för Weekly Law Review. När det gäller äldre rättsfall har jag varit tvungen att referera till de äldre, privata samlingarna. För de domar som inte är refererade i samlingarna och för de senaste årens avgöranden har jag hänvisat till tidskrifterna, främst ENDS. När det gäller dessa lite mer ovanliga källorna förekommer det att man använder vanlig parentes istället för klammer. Det betyder att samlingen är upplagd så att årtalet inte behövs för att finna rätt.

Rättsfallen i alfabetisk ordning, med referens och sidangivelse:

Allen v. Gulf Oil Refining Ltd. ([1981]1 All E.R. 353)
Alphacell Ltd v. Woodward ([1972] 2 All E.R. 475)
Ashcroft v. Cambro Waste Products ([1981] 1 W.L.R. 1349)
Attorney-General's Reference, No. 1, 1994 ([1995] 2 All. E.R. 1007)
Cambridge Water Company v. Eastern Counties Leather plc ([1994] 1 All. E.R. 53)
Ellesmere Port (ENDS 1998 no. 279)
Empress Car Company (Abertillery) Ltd. v. NRA ([1998] All. E.R. 481)
Jones v. Llanrwst Urban District Council ([1911] 1 Ch. 393)
Margereson and Hancock v. J.W. Roberts Ltd
NRA v. Yorkshire Water Services Ltd ([1995] 1 All. E.R. 225)
Rylands v. Fletcher ((1868) L.R. 3 H.L. 330)
Schulmans Incorporated Ltd. v. NRA ([1993] Env. L.R.D. 1)
Sherras v. De Rutzen ([1895] 1 Q.B. 918)
Smeaton v. Ilford Corp. ([1954] 1 All E.R. 923)
Tutton v. A.D. Walter Ltd ([1985] 3 W.L.R. 797)

Danmark

Civilrättsliga rättsfall refereras främst i Ugeskrift for Retsvæsen (förkortas "U" eller "UfR"). Refenser till denna sker med årtal och sidoangivelse. Så betyder U1995.139 att rättsfallet finns på sidan 139 i 1995 års utgåva. Förvaltningsrättsliga avgöranden refereras i Kendelser om Fast Ejendom (KFE). I Miljøretlige Avgørelser og Domme (MAD) innehåller avgöranden av båda typerna. Referenser till KFE och MAD sker med samma teknik som för UfR.

Observera dock att den teknik som jag använder (UfR 1990 s.100 o.s.v.) ansluter till den som är gängse för svensk rätt och som jag tror är lättast att förstå för en svensk läsare. Nedan anges endast de rättsfall som är refererade i någon av de ovan nämnda samlingarna.

Rättsfallen i alfabetisk ordning, med referens och sidangivelse:

UfR 1977 s. 183
UfR UfR 1978B s. 53
UfR 1987 s. 256H (Rosenholm)
KFE 1987 s. 302
UfR 1989 s. 353Ø (Vasby)
UfR 1989 s. 692H (Phønix)
UfR 1989 s. 1108H (Asbestos-domen)
KFE 1990 s. 147 (MKN 22/2-90)
UfR 1990 s. 416Ø (Helsinge kommune)
UfR 1991 s. 674H (Rockwool)
UfR 1991B s. 34
UfR 1992 s. 575H (Cheminova II)
KFE 1993 s. 293 (MKN 6/8-93) (KTH)
KFE 1993 s. 300 (MKN 17/8-93) (Dansk Kabelskrot)
FOB 1993 s. 191 (Handelsselskabet)
KFE 1994 s. 259 (MKN 23/2-94) (Collstrup, Køge)
UfR 1994 s. 659V (Brdr Gram)
UfR 1995 s. 505H (Purhus, Natorørsaken)
MAD 1996 s. 462 (MS 16/4-96) (Shell)
UfR 1996 s. 854H (Spændbeton)
UfR 1998 s. 549H (Aalborg kommune)
UfR 1999 s. 1600H (Shell)

Vestre landsret 1985-03-08, B 1141/1980 (Maskinstations-saken)
Vestre Landsret 1987-06-04, nr. B 402/84 (Cheminova I)
Vestre landsret 1990-06-08, B 632/1986 (Den brænde løg)
Østre Landsrets dom 1990-09-12 (nr. 280/89)
MKN 23/2-94, j.nr. 10-4
Østre landsret 1995-09-28, B1716-94)

Övriga stater

Tyskland

Verwaltungsgerichthof Mannheim den 3 mars 1996 (1996 – 10 S 2687/95), EL 1997 (CS58; Martens)

Belgien

Cour de Cassation 28/4-78, Rechtskundig Weekblad, 1978-79, 1695 (Högsta domstolen)

USA

Stearns & Foster Bedding Co v. Franklin Holding Co et al (947 F Supp 790 (DC NJ 1996)

Norge

Rt. 1979 s. 1279.
Eidsivating Lagmansrett, dom 3/4-91 (i överklagat mål nr 91-00276, Brattås Holding)
Miljøverndepartementets beslut 22/11-90; 89/5304 18 (Norzink)
Miljøverndepartementets beslut 27/7-94; 93/4082 VA (Norsk Kausjon AS)

EG-domstolen

Mål 42 och 49/59 SNUPAT, ECR 1961 s. 53
Mål 14/61 Hoogevens, ECR 1962 s. 253
Mål 44/65 Hessische Knappschaft, ECR 1965 s. 965
Mål 17/67 Neuman, ECR 1967 s. 441
Mål 68/69 Bundesknappschaft, ECR 1970 s. 171
Mål 37/70 Rewe-Zentrale, ECR 1971 s. 23
Mål 1/73 Westzucker, ECR 1973 s. 723
Mål 74/74 CNTA, ECR 1975 s. 533
Mål 2/75 Einfuhr (Mackprang), ECR 1975 s. 607
Mål 7/6 IRCA, ECR 1976 s. 1213
Mål 44-51/77 Union Malt, ECR 1978 s. 57
Mål 112/77 Töpfer, ECR 1978 s. 1019
Mål 98/78 Racke, ECR 1979 s. 69
Mål 84/78 Tomadini, ECR 1979 s. 1801
Mål 112/80 Dürbeck, ECR 1981 s. 1095
Mål 212-217/80 Salumi and others (Meridionale), ECR 1981 s. 2735
Mål 21/81 Openbaar Ministerie v. Bout, ECR 1982 s. 381
Mål 84/81 Staple Dairy, ECR 1982 s. 1763
Mål 63/83 Kirk, ECR 1984 s. 2689

Böcker och artiklar

I källförteckningen finns ett antal antologier som är redovisade under titeln. De olika bidragen i resp. antologi är upptagna under författarnamnet, men endast med en kort hänvisning till antologins titeln. Detta gäller t.ex. samlingsverket Legal aspects of soil pollution and decontamination in the EU member states and the United States. (Red. Deketelaere, K & Seerden, R, Intersentia 2000.) varifrån jag har hämtat ett antal artiklar. Vidare anges de vanligaste tidskrifterna som jag har hänvisat till med de förkortningarna som är gängse. Dessa är:

EELR	European Environmental Law Review, London, UK.
EL	Environmental Liability, Lawtext Publishing, Oxon, UK.
ENDS	Environmental Data Service, London, UK
FT	Förvaltningsrättslig tidskrift
JEL	Journal of Environmental Law, Oxford, UK.
JPL	Journal of Planning and Environmental Law, London, UK
JT	Juridisk tidskrift vid Stockholms universitet
MRT	Miljörättslig tidskrift, Uppsala
NAT	Nordisk Administrativ Tidskrift
SvJT	Svensk juristtidning
TMA	Tijdschrift voor milieu aansprakelijkheid, Koninklijke Vermande, Den Haag, NL
UfR.B	Ugeskrift for Retsvæsen, B-delen (artiklar och kommentarer), Dk

* * * * *

Aagaard, P: Miljøansvar – en ret for vem? Stencil. Aarhus universitet/Juridisk institut 2000.

Abrahamsson, P: Konkurser, abandonering och herrelös egendom. Examensarbete (stencil) 20 p. Juridiska institutionen, Uppsala 1999.

Agell, A: Rättsdogmatik eller konstruktiv rättsvetenskap. Ur Festskrift till Stig Strömholm. Iustus 1997, s. 44.

Allgårdh, O & Norberg, S: EU och EG-rätten. Norstedts, 3:e uppl. 1999.

Andersson, B: Konkursboets ansvar för miljöfarligt avfall. Stencil Juridicum - Uppsala 1989.

Anker, H T - Basse, E M: Objections and appeals in environmental matters; judicial remedies. CeSam, stencil december 1997.

Atkinson, N: The cleanup of contaminated land: A legal regime for the cleanup of contaminated land, lessons from Europe. EELR 1995, s. 141.

Backer, I L: Miljørett mellom offentlig rett og privatrett. Ur To reguleringstradition-er, s. 157. GadJura 1996.

Backer, I L: Innføring i naturresurs- og miljørett. 3:e uppl. Ad Notam Gyldendal, 1999.

Baker, B: The Environment Act 1995, Section 57: Contaminated land provisions. Environment Agency, 1998.

Basse, E M: Miljøankenævnet. GEC Gad (Köpenhamn) 1987.

Basse, E M: Anmeldelse af ”Erstatningsansvar for miljøskader” (förf. Peter Pagh). UfR 1991B s. 409.
Basse, E M: Forurenet jord - pligter og rettigheder. GEC GAD, Köpenhamn 1992. (Cit: Basse i Forurenet jord))
Basse, E M: Introduction to Danish environmental law. Cesam, working paper. September 1994.
Basse, E M: Retssikkerhed i miljøretten – hvilke begreber kan anvendes? Ur Miljørettens grundspørgsmål (Red. Basse, E M), s. 121. GEC GAD 1994. (Cit: Basse Miljørettens grundspørgsmål).
Basse, E M: Offentligretlige krav på dækning af omkostninger. Basse, E M - Tønnesen, C - Wiisbye, D: Miljøerstatningsloven med kommentar, s. 134. GadJura 1995 (Cit: Basse i MEL-kommentaren).
Basse, E M: Affaldlovgivningen - et samspil mellem miljø- og konkurrenceret. Gad Jura 1995. (Cit: Basse i Affaldlovgivningen).
Basse, E M: En introduktion til en begrebsanalyse. Ur Bæredygdighed – en retsteoretisk begrebsanalyse. (Red. Basse, E M), s. 15. GadJura 1995. (Cit: Basse i Bæredygdighed).
Basse, E M: Public environmental law in Denmark. Ur Comparative environmental law in Europe, an introduction to public environmental law in the EU member states (Red. Seerden, R. & Heldeweg, M.), s. 73. Maklu/Juridik & Samhälle 1996. (Cit: Basse i Comparative environmental law in Europe).
Basse, E M: Miljøavtaler – et samspil mellem offentlig ret og privatret. Ur To reguleringstraditioner 1996, s. 177. (Cit: Basse i To reguleringstraditioner).
Basse, E M: Miljøansvarlighed og reguleringstraditioner - en introduktion. Ur Håndhævelse af miljølovgivning (Red. Basse, E M), s. 9. Gad Jura 1997. (Cit: Basse i Håndhævelse).
Basse, E M: Miljøret. Stencilerad utgåva Cesam, Århus juli 1998
Basse, E M: Environmental liability or compensation to the land owner in ground water pollution cases. (EL 1998 s. 180).
Basse, E M: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Denmark. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 67. (Cit: Basse i Legal aspects of soil pollution).
Basse, E M: Retssikkerhed i miljøforvaltningen. Ur Kommunestyre i retlige rammer. Kommunekredit/Kommuneinformation 1999, s. 191.
Basse, E M - Nielsen, G T: Danske procesregler, retningsprincipper og retsmidler af betydning for genomtvingelsen. Ur Håndhævelse af miljølovgivning (Red. Basse E M), s. 215. Gad Jura 1997.
Bauw, E: Liability for contaminated land: Lessons from a Dutch experience. Ur Netherlands International law review XLIII: 127.
Bengtsson, B: Markägarens självrisk. Ur Statsmakten och äganderätten. SNS förlag 1987.
Bengtsson, B: MskL och oskrivna skadeståndsgrundsatser. Ur Festskrift till Sveriges Advokatsamfund 1887-1987. Norstedts 1987.
Bengtsson, B: Det allmänna miljöansvaret. Marius 195 (januari 1993) Det 15 nordiska sjörättsseminariet, s. 13.
Bengtsson, B: Miljöskadekonventionen. MRT 1994:2 s. 147.
Bengtsson, B: Om miljörätt och miljölagstiftning. Ur Ånd og rett. Festskrift til Birger Stuevold Lassen. Universitetsforlaget (Oslo) 1997.
Bengtsson, B: Remissyttrande över SOU 1996:103 (Miljöbalken), Lunds universitet.
Bengtsson, B: Speciell fastighetsrätt – miljöbalken. Sjunde uppl. Iustus 1999.

Bengtsson B: Miljöhänsyn utanför miljörätten. Ur Festskrift till Erkki Hollo (Juhlajulkaiso Errki J. Hollo. Kauppakaari Oyj (Helsinki) 2000, s. 35.
Bengtsson, B-Nordensson och U-Strömbäck, E: Skadestånd - lagstiftning och praxis med kommentarer. 3:e uppl. Liber 1985.
Bengtsson, B, Bjällås, U, Rubenson, S och Strömberg, R: Miljöbalken. En kommentar. Del I; 1-15 kap. Norstedts 2000 (Cit. NBB).
Bergkamp, L: The Commission's white paper on environmental liability: A weak case for an EC strict liability regime. EELR 2000 (april) s. 105 och EELR (maj) s. 141.
Betlem, G: Civil liability for transfrontier pollution. Graham & Trotman/Martinus Nijhoff, 1993.
Betlem, G: The Dutch Soil Pollution Act 1994. EELR 1995 s. 232. (Cit: Betlem 1995 i EELR 1995).
Betlem, G: It´s no use crying over spilt chemicals. Maastricht Journal of European and comparative law, 1995 nr. 3, s. 289. (Cit: Betlem 1995b).
Betlem, G: The state of Dutch environmental law anno 1995. Rivista Giuridica Dell´ Ambiente 1996 (Cit. Betlem 1996a.).
Betlem, G: Legal barriers to liability for cross-boarder non-point source pollution. Ur Non-point source river pollution: The case of river Meuse. (Editor J. M. van Dunné) Kluwer Law International 1996, s. 145 (Cit. Betlem 1996b.).
Betlem, G: Liability for damages to river beds in the Netherlands. Ur The scarcity of water, Kluwer Law International 1997, s. 212.
Betlem, G och Faure, M: Some trends in recovery of soil clean-up costs and damage for personal injury in Europe. Paper prepared for the Second Dutch-Japanese law symposium in Utrecht, August 1996.
Betlem G och Fauré M: Georgetown International Environmental Law Review 1998 (GEILR), s. 868.
Bernitz, U: Retroaktiv lagstiftning i europaperspektiv – om betydelsen av allmänna rättsgrundsatser. Ur Festskrift till Stig Strömholm. Iustus 1997.
Bernitz, U: Retroactive legislation in a European perspective – On the importance of general principles of law. Scandinavian studies of law 2000 s. 43.
Bianchi, A: Harm to the environment in Italian practise. Ur Harm to the environment, sid. 103.
Bierbooms, P: TMA 1995, s. 105 (Summary in English).
Bierbooms, P: TMA 1996, s. 141 (Summary in English).
Bjerring, J - Møller, G: Miljøbeskyttelseloven af 1991 - med kommentar. Jurist- og Økonomforbundets Forlag 1998.
Bjerring, J och Møller G: Danska Karnov 1999, band 4, på s. 6964. 5:e uppl. Thomson 2000.
Bjällås, U-Rahmn, T: Miljöskyddslagen - handbok i miljörätt. Publica 1991.
Bjällås, U-Rahmn, T: Miljöskyddslagen - handbok i miljörätt. 2:a uppl, Publica 1996 (Cit Bjällås-Rahmn 1996).
Bocken, H: Key-issues in the legislation with respect to soil rehabilitation. Stencil, Eurosol conference. Maastricht 1992.
Bocken, H: The compensation of ecological damage in Belgium. Ur Harm to the environment, s. 154. (Red. Wetterstein, P) Clarendon press 1997.
Bocken, H och Ryckbost, D: Codification of environmental law – Proceedings of the international conference. Kluwer Law International, 1996.

Bocken, H & Ryckbort, D & Deketelaere, S: Codification of environmental law – Draft decree on environmental policy. (Red. Bocken & Ryckborst), s. 232. Kluwer 1996.
Bonet, M T & Vaqués, M A: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Spain. Ur Legal aspects of soil pollution 2000.
Boverket: Riskhänsyn - om hälsa och säkerhet i planer och beslut. PBL/NRL-underlag nr 36, 1990.
Brans, E: The Steendijkpolder Cases and Recent Dutch Legislation on Soil Pollution. EL 1993 s. 123.
Bruun: Arbetsrätt mellan privaträtt och offentlig rätt. Ur To reguleringstraditioner. 1996.
Bugge, H C: The ethics of sustainable development – a challenge to the legal system. Ur Bæredygdighed – en retsteoretisk begrebsanalyse (Red. Basse, E M), s. 32. GadJura 1995. (Cit: Bugge i Bæredygdighed).
Bugge, H-C: Forurensningsansvaret. Tano Aschehoug 1999.
Bugge, H C: Grunnloven § 97: En oversikt over teori og nyere rettspraksis. Jussens venner 1999 s. 65.
Bæredygdighed – en retsteoretisk begrebsanalyse. Red. Basse, E M. GadJura 1995.
Cameron, I: An introduction to European convention of human rights. Iustus, 3:e uppl. 1998, sid. 105.
Chorus, J - Gerver, P-H - Hondius, E - Koekkoek, A: Introduktion to dutch law for foreign lawyers. 2:a uppl. Kluwer 1993.
Christensen: J: Rätt och kretslopp. Uppsala universitet 1998.
Christophersen, A B: På vei mot en grønn rett? Ad Notam Gyldendal 1997.
Clifford-Chance: The European environmental law guide. CC, 1995. (England och Wales, s. 77-95.).
Clifford-Chance: A resume of the Environmental Act 1995. CC (Napier, C.), 1996.
Clifford-Chance: The contaminated land regime. CC (Napier, C.), 1996.
Comparative environmental law in Europe. An introduction to public environment law in the EU member states. Red. Seerden, R & Heldeweg, M. Maklu/Juridik & Samhälle/Blackstone/Schulthess 1996. (Cit: Comparative environmental law in Europe).
Dahlberg-Larsen, J: Hvilken sammenhæng er der mellem valg av metode og det miljøreltige emne? Ur Miljørettens grundspørgsmål (Red. Basse, E M), s. 61. GEC GAD 1994.
Danelius, H: Mänskliga rättigheter i europeisk praxis. Norstedts 1998.
Darpö, J: Liv i skogen. SLU/Institutionen för skogsekonomi, arbetsrapport nr. 132. Umeå 1991.
Darpö, J: Betalt för att visa hänsyn. SLU/Institutionen för skogsekonomi, arbetsrapport nr. 156. Umeå 1994.
Darpö, J: Vem har ansvaret? SNV Rapport 143. Naturvårdsverket 1994. (Cit. Darpö 1994).
Darpö, J m.fl.: Om ansvar för miljöskulder i mark och vatten. Förslag till lagstiftning om efterbehandling av förorenade områden. Utredning från Naturvårdsverket till Miljöbalksutredningen. Naturvårdsverket, stencil 1996-02-06.
Darpö, J: Ansvaret för efterbehandling av förorenade områden. MRT 1996:2 s. 150. (Cit. Darpö 1994)
Darpö, J: Retroaktiv rättsprövning - Regeringsrättens dom i Klippan-målet. FT 1997 s. 283.

Darpö, J: Klippan-målet igen – en replik. FT 1998 s. 255.
Darpö, J: Om ansvaret för gamla miljöskador. SvJT 1998 s. 875.
Darpö, J: Om det miljörättsliga ansvaret för gruvavfall. Bilaga 7 till Naturvårdsverkets rapport ”Gruvavfall” (Rapport 4948, Naturvårdsverket 1998).
Darpö, J: Förorenade områden. Ur ”Miljö och hälsa” (Miljöbalksutbildningens kompendium nr. 3), s. 51. Miljödepartementet 1998.
Darpö, J: Vem är förorenare? – PM om det miljörättsliga verksamhetsutövarbegreppet. Utlåtande till Aktiebolagskommittén, stencil 1999-11-08.
Darpö, J: Konkurs och miljöansvar. Ur Insolvensrättsligt Forum 28-29 januari 1999, s. 114. Iustus förlag 1999.
Darpö, J: Verksamhetsutövare, markägare och konkursbon i miljöbalken. SvJT 2000 s. 481.
Darpö, J: The new contaminated land regime in Sweden: Features and principles. El 2000 s. 46.
Darpö, J; Michanek, G och Strömberg R: Miljöförorenarna går fria. Dagens Nyheter 1996-06-26 (artikeln återges även ordagrant i MRT 1996:2, s. 240).
Deketelaere, K: Public environmental law in Belgium in general and in the Flemish Region in particular. Ur Comparative environmental law in Europe 1996, s. 33.
Deketelaere, M & Deketelaere, K: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Belgium. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s.25.
Delin, L: Om ansvar för återställningsåtgärder enligt miljöskyddslagen. Förvaltningsrättslig tidskrift 1989:1
Department of the Environment: Paying for our past: the arrangement for controlling contaminated land and meeting the cost of remedying damage for the environment. DoE, mars 1994
Department of the Environment: Framework for contaminated land. Outcome of the Governments policy review and conclusions for the consultation paper ”Paying for the past”. DoE november 1994.
Department of the Environment: Consultation on draft statutory guidance on contaminated land, Part I-II. DoE, september 1996.
Department of the Environment: Consultation paper - Contaminated land: Draft regulations and regulatory assessment. DoE, november 1996.
Department of the Environment: Contaminated land - Part IIA of the Environmental Protection Act 1990. Informationsmaterial, 12 maj 1997.
Department of the Environment: United Kingdom response to European Commission White paper on environmental liablity. DETR/Marine, land and liability division 2000-09-07.
Det kongelige miljøverndepartementet: Opprydding i gamle synder - lovgrunnlag og ansvarsforhold. (92/1852-) Stencil 1992-07-13.
Devas, H: UK contaminated land policy: where on Earth are we? Chemistry & Industry 17 mars 1997.
Dort, van: TMA 1999, s. 189. Summary in English.
Didón, L U, Magnusson, L, Millgård, O och Molander, S: Plan- och bygglag, en kommentar. Norstedts 1987.
Dunné, J M van: Comments on “Fault or strict liability” and the French Potassium Mines Case. Ur Transboundary pollution and liability: The case of river Rhine. (Red. Dunnné, J M), s. 147. Koninklijke Vermande 1991.
Dunné, J M van: TMA 1994, s. 170 (Summary in English).
Dunné, J M van : TMA 1995, s. 140 (Summary in English).

Dunné, J M van: Legal aspects of non-point source river pollution of the river Meuse: A comparative amalysis of issues of liability in tort and multiple causation. Ur Non-point source river pollution: The case of river Meuse. (Editor J. M. van Dunné), s. 39. Kluwer Law International 1996.
Dunné, J M van - Bierbooms, P.F.A. - Van, A. J.: Liability Developements in the Netherlands. EL 1993, s. 72.
Ebbesson, J: Compability of international and national environmental law. Iustus 1996.
Eckhoff, T & Helgesen, J E: Rettskildelære. Tano-Aschehoug, 4:e uppl. 1997.
Ekroos, M och Ekroos, A: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Finland. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 108.
Erenius, G: Något om "culpatröskeln" i straffrätten. Ur svensk rätt i omvandling. Studier tillägnade Hilding Eek, Seve Ljungman och Folke Smith, s. 143 Norstedts 1976.
Eriksson A: Rätten till skadestånd vid miljöskador. Fritzes förlag 1:2 1995.
EU-Karnov 1998/99: Fakta InfoDirekt 1998, sid. 2318, avsnitt 5.2.4 (Molde, Nielsen m.fl., övers. Lindberg).
Falkanger, T-Kjelstrup, CB: Abandonering i konkurs. Bil 1 i NOU 1993:16, Etterkontroll av konkurslovgivningen mv.
Ferguson, C: Assessing risks from contaminated sites: Policy and practise in European countries. Ur Land contamination and reclamation. EPP Publications 1999, s. 53.
Forsbacka, K: Kan ett moderbolag bli ansvarig för miljöfarlig verksamhet som dess moderbolag bedriver? SvJT 2000, s. 905.
Forster, M: Liability for contaminated land in the UK. Ur Kiss, A & Shelton, D: Manual of European Environmental Law. Grotius Publications 1993, s. 203.
Gipperth L: Miljökvalitetsnormer. Uppsala universitet 1999.
Gomard, B: Erstatningsansvar for miljøskader forårsaget af nedgravet kemikalieaffald. UfR 1978B s. 53.
Grant, M: Environmental liability. Ur European environmental law - A comparative perspective. (Ed. Winter, G.), s. 219. Dartmouth (Tempus Textbook Series) 1996.
Gullbring, P: Ansvarsfrågan i samband med sanering av förorenade vattenområden. SNV/PM 1990-10-29.
Gäverth, L: Saneringsansvaret efter miljöfarlig verksamhet. Stencil Juridicum - Uppsala 1984.
Haanapel & MacKay: New Netherlands civil code: Patrimonial law. Kluwer, Deventer-Boston 1990.
Hamilton, W: Ekonomisk säkerhet vid miljöfarlig verksamhet. JT 1997/98 s. 118.
Harm to the environment. Red. Wetterstein, P. Clarendon press (Oxford) 1997.
Hartley, T C: The foundations of European community law. Oxford University Press, 4:e uppl. 1998.
Hedlund, C: Finansiering av efterbehandling av förorenad mark och kreditgivaransvaret. Ur Kreditgivaransvar vid miljöskada (Red. M-L Larsson). Norstedts 1998, s. 100.
Heldeweg, M. & Seerden, R: Public environmental law in the Netherlands. Ur Comparative environment law in Europe 1996, s. 269.
Herlitz, N: Föreläsningar i förvaltningsrätt 3. Norstedts 1949.
Hermansen, J - Soja, H: Grundejerens pligt til at rydde op på olie- og kemikalieforurenede grunde. UfR 1991B s. 73.

Hoffmeyer, J: Erstatningsansvar uden for kontrakt for forurensningsskader. UfR 1990B s. 176.
Hollo, E: Förvaltningsrättsliga fullföljdsfrågor och praxis i Finland. Ur Håndhævelse af miljølovgivningen (Red. Basse, E M), s. 181. GadJura 1997.
Holtkamp, T - Sandick, O van: The Dutch experience; lessons learned. Policy regarding contaminated sites in the Netherlands. VROM 1997-09-22.
Hughes, D: Environmental law. 3:e uppl. Butterworths, 1996.
Hulst: TMA 95-6, s. 174. Summary in English.
Hurst, J: A comparative essay on the laws of Sweden and England relating to water pollution control. Stencil. Stockholms universitet, 1986.
Hydén, H: Rättens samhälleliga funktioner. Studentlitteratur 1978.
Hydén, H: Miljöetik och miljörätt. Ur Rättssociologiska perspektiv på hållbar utveckling. Red. Hydén, H.) Sociology of law; Forskningsrapport 1998:1. Lunds universitet 1998, s. 29. (Cit: Hydén 1998a).
Hydén, H: Hållbar utveckling ur ett normvetenskapligt/rättsociologiskt perspektiv. Ur Rättssociologiska perspektiv på hållbar utveckling. Red. Hydén, H.) Sociology of law; Forskningsrapport 1998:1. Lunds universitet 1998, s. 47. (Cit. Hydén 1998b).
Håndhævelse af miljølovgivning. Red. Basse, E M. Gad Jura 1997.
Håstad T: Tjänster utan uppdrag. Stockholm 1973.
Jacobi, M: Grænser for påbud i miljølovgivningen. UfR 1995B s. 147.
Jans, J H: European environmental law. Kluwer 1995.
Jones, B: The identification and remediation of contaminated sites: the UK:s Environmental Act 1995. TMA 95-4 s. 159.
Jones, B: Public environmental law in the United Kingdom. Ur Comparative environmental law in Europe 1996, s. 395.
Jones, B: Legal aspects of soil pollution in the United Kingdom. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 189.
Jones, B: Public environmental law in the United Kingdom. Ur Comparative environmental law in Europe 1996, s.395.
Jones, B: Environmental protection act Part IIA in the United Kingdom. TMA 1995 s. 159.
Jägerskjöld, S: Om allmän förvaltningsrätt. Almqvist & Wicksell 1958.
Karlgren, H: Obehörig vinst och värdeersättning. Norstedts & Söner 1982.
Karnov (1995): Værditaploven, s. 2031.
Karnov (1996): Affaldsdepolloven, s. 6300.
Karnov (Ehrenkrona, C. H.), 1998/99 del 1, sid. 68f (ang. EMKR).
Kernkamp, F H: The Rotterdam case: The legal position of the municipality of Rotterdam as regards industrial discharges into the Rhine. Ur Transboundary pollution and liability: The case of river Rhine. Koninklijke Vermande 1991, s.13.
Kiss, A och Shelton, D: Manual of European environmental law. Cambridge University Press 1993.
Kleineman, J: Ideell skada eller förmögenhetsförlust – nytt synsätt under framväxt? JT 1995-96 s. 101.
Klik, P: ”Piercing the Veil” in Actions for Cleanup Costs for Soil Pollution under Ditch Law. EL 1996 s. 41.
Klik, P: TMA 1998, s. 103 (Summary in English).
Krämer, L: Focus on European environmental law. Sweet & Maxwell 1992.
Kuylenstierna, C: Skatterätt och privaträtt. FT 1950 s. 19.

Lamoureux, F: The retroactivity of community acts in the case law of the Court of justice. Common Market Law Review 1983 s. 269.
Larsson, M-L: On the law of environmental damage - liability and reparation. Akademitryck AB 1997.
Larsson, M-L: Ordets makt över tanken. Ur Kreditgivaransvar vid miljöskada. (Red. Larsson, M-L) Norstedts 1998, s. 151.
Larsson, M-L: The law of environmental damage. Kluwer/Norstedts 1999.
Lavin, R: Domstol och administrativ myndighet. Nortstedts 1972.
Lavin, R: Kompetensproblemet i nyare rättspraxis. Skrifter tillägnade Gustaf Petrén. Rättsfondens skriftserie, s. 61. Iustus 1984.
Legal aspects of soil pollution and decontamination in the EU member states and the United States. Red. Seerden, R – Deketelaere, K. Intersentia Uitgevers (Antwerpen) 2000.
Lewis, R: Contaminated land: The new regime of the Environment Act 1995. JPL 1995 s. 1087.
Limburger, G: The German law of environmental liability. Stencil. Union International des Avocats 1997-09-04.
Lindblad, C: Aktiebolagets ansvar för efterbehandling av förorenade områden enligt 10 kapitlet Miljöbalken. Examensuppsats 20 p. (stencil). Juridiska fakulteten vid Lunds universitet, 1999.
Lindskog, S: Preskription. Om civilrättsliga förpliktelsers upphörande efter viss tid. Norstedts 1990.
Ljungman, S: Om skada och olägenhet från grannfastighet. A & W 1943.
Ljungman, S-Stjernquist, P: Den rättsliga kontrollen över mark och vatten II. 3:e uppl. Norstedts 1968.
London, C & Brizay, J P: Contaminated land in France. EL 1999, s. 84.
Lundmark, T: ”Takings” and environmental law in Germany. Ur North European environmental law. Red. Hollo, E. & Marttinen, K. Publications of the Finish society of environmental law, nr. 25, s. 39. Hakapaino, Helsingfors 1995.
Länsstyrelsen i Kronobergs län: Sjöar nedströms Böksholm. Rapport 1999-05-28.
Lohof, A: The cleanup of inactive hazardous waste sites in selected industrialized countries. American Petroleum Institute 1991.
Macrory, R: The United Kingdom. Ur Understanding US and European Environmental Law. (Ed. Smith Jr, T.T. & Kromarek, P.). Graham & Trotman (Kluwer) 1989, s. 31.
Macrory, R: The scope of environmental law. Ur European environmental law - A comparative perspective (Ed. Winter, G.). Dartmouth (Tempus Textbook Series) 1996, s. 3.
Madell, T-O: Det allmänna som avtalspart. Norstedts 1998.
Marcusson L: Offentlig förvaltning utanför myndighetsområdet. Iustus 1989.
Marcusson L: Avgränsningen av myndighetsområdet – de rättsliga aspekterna vid överlåtelse av förvaltningsuppgifter till enskilda. Ur To reguleringstraditioner. 1996, s. 57.
Martens C-P: EL 1997 Country Survey sid. 58: Germany.
Martens; C-P: Germany´s new Federal soil protection act. EL 1998 s. 176.
McKenna-rapporten: Study of civil liability systems for remedying environmental damage. McKenna & Co, London 1996. (förf: NL; E. Shippers, UK: P. Castle, DK: P. Pagh).

Meijenfeldt, H G von - Shippers, E: The bill is presented - motives behind the recovery of soil cleanup costs in the Netherlands. Ur Mealey´ s European Environmental Law Report 1991-02-13.
Michanek, G: Svensk miljörätt. Iustus, 2:a uppl 1993.
Michanek, G: Energirätt. Iustus 1990.
Miljödepartementet (Tyskland): Environmental Code (Umweltgesetzbuch – UGB) – Draft. Duncker & Humblot, Berlin 1998.
Miljödepartementet (Sverige): Sveriges yttrande över kommissionens vitbok om ersättningsansvar för miljöskador. Miljödepartementet 2000-09-29, Dnr. EUM/2000/1516/R
Miljørettens grundspørgsmål Red. Basse, E M. GEC GAD 1994.
Miljøstyrelsen: Skrivelse 1991-12-11 (M333-0002), vedrørende påbud om oprydning af olieforurening, der træffes med hjemmel i olietankbekæntgørelsen (386/1980).
Miljøstyrelsen: Orientering om ny miljøbeskyttelselov. Orientering från MS nr. 6/1991.
Miljøstyrelsen: Håndhævelse av miljøbeskyttelseloven. Vejledning nr. 12/1992.
Miljøstyrelsen: Registrering, frigivelse og afmelding av affaldsdepotloven. Vejledning nr. 1/1993.
Miljøstyrelsen: Skrivelse 1994-06-06 (M302-0003); Vedrørende påbud efter miljøbeskyttelseloven om oprydning af jordforureninger.
Miljøstyrelsen: Lovgivning og praxis - forurenet jord. Betænkning fra Miljøstyrelsen nr. 1/1995. (Cit: Miljøstyrelsen nr. 1/1995).
Miljøstyrelsen: Skrivelse 1995-11-17 (M2015-0002); Vejledning om behandling behandling af påbudssager efter olietankbekæntgørelsen.
Miljøstyrelsen: Betænkning om forurenet jord. Betænkning fra Miljøstyrelsen 2/1996.
Miljøstyrelsen: Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6/98; Oprydning på forurenede lokaliteter. Hovedbind. Miljø- og Energiministeriet/ Miljøstyrelsen 1998.
Moe, M: Miljøret - miljøbeskyttelse. GEC GAD, Köpenhamn 1992.
Moe, M: Miljøret - miljøbeskyttelse. 3:e uppl. GAD Jura 1997.
Montini, M & Landi, G: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Italy. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 238.
Mumma, A: Judicial review of administrative action. Ur European environmental law - A comparative perspective (Ed. Winter, G.), s. 129. Dartmouth (Tempus Textbook Series) 1996.
Möller, M: Konkurs och miljöansvar. Ur Insolvensrättsligt Forum 28-29 januari 1999, s. 95.
Naturvårdsverket: Allmänna råd 90:10. Prövning enligt miljöskyddslagen. SNV 1990.
Naturvårdsverket: Allmänna råd 90:11. Tillsyn enligt miljöskyddslagen. SNV 1990.
Naturvårdsverket: Inför ett långsiktigt saneringsarbete – lägesrappport. Rapport 4318, mars 1994.
Naturvårdsverket: Generella riktvärden för förorenad mark. NV rapport 4638, 1997.
Naturvårdsverket: Miljöriskområden – förslag till förordning och vägledning för tillämpning. Rapport 4796, 1997.
Naturvårdsverket – Svenska Petroleum Institutet: Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. NV rapport 4889, 1998.
Naturvårdsverket: Efterbehandling och sanering av förorenade områden i Sverige – lägesrapport, PM oktober 1999 (Gullbring).

Nilsson A: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Sweden. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 377.
Nycander, G: Vem ska betala - finansiering av efterbehandling av förorenad mark. Stencil SNV 1992.
Næringslivets Hovedorganisasjon: Lovgrunnlag og ansvarsforhold i forbindelse med opprydding etter tidligare lovlige avfallsdeponeringer og utslipp. Stencil 1991-03-22.
Pagh, P: Selvhjælpshandlinger og erstatningsansvar för miljøskader. UfR 1990B s. 393.
Pagh, P: Replik om forholdet mellem ADL og MBL. UfR 1991B s. 187.
Pagh, P: Studier over amerikansk miljøret – til belysning af dansk miljøret og EF miljøret. Christian Eilers' forlag, Köpenhamn 1994.
Pagh, P: Lovudkast om forurenet jord - en trussel mod retsstaten. UfR 1996B s. 243.
Pagh, P: Miljøansvar - en ret for hvem? Jurist- og Økonomforbundets Forlag 1998. (Cit: Pagh i Miljøansvar).
Pagh, P: Jordforureningsloven (Cit: Pagh i JFL-kommentaren).
Pape, K A & Schillhorn, K: Legal aspects of soil pollution and decontamination in Germany. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 151.
Pedersen, P: Hvidvaskning af forurenede grunde. Aktuelt Miljø, april 1994, s. 11.
Pfennigstorf, W: How to deal with damages to natural resources: Solutions in the German environmental liability act of 1990. Ur Harm to the environment (Red. Wetterstein, P.). Clarendon press (Oxford) 1997.
Petsonk, A: Efterbehandling av förorenad mark i USA och Kanada. Utlandsrapport från Sveriges tekniska attachéer, USA 9101. 1991.
Poeira, M de L: Ur Legal aspects of soil pollution in Portugal. Legal aspects of soil pollution 2000, s. 341.
Prez, P de: Incremental developments in polluter negligence. EL 1998:5, s. 139.
Prieur, M: Legal protection for soil. Ur Kiss & Shelton, s. 185.
Ragnemalm, H: Förvaltningsrocessens grunder. 7:e uppl. Juristförlaget 1994.
Regeringsrätten: PM upprättad i Klippanmålet, (Griph) 1996.
Rehbinder, E: The precautionary principle in an international perspective. Ur Miljørettens grundspørgsmål, s. 91. GEC GAD 1994.
Rehbinder, E: Towards a community environmental liability regime: The Commission's White paper on environmental liability. EL 2000 (nr. 3), s. 85.
Rein, K von: På farlig mark. Utlandsrapport från Sveriges tekniska attachéer, Västtyskland 9001. 1990.
Reijnders: TMA 1997, s. 115.
Rekola: Den allmänna preskriptionen av offentligrättsliga fordringar enligt finsk lag.Nordisk Administrativ Tidskrift 1942 s. 13.
Riberdahl, C: Om kommunal taxedifferentiering – en replik. SvJT 1983 s. 492.
Rice, P: From Lugano to Brussels via Arhus: Environmental liability white paper published. EL 2000 (nr. 2), s. 39.

Rodhe, K: Något om retroaktiv civillagstiftning. (Ur PM med förslag till lag om begränsning av dyrtidstillägg å lön och pension. Bilaga till SOU 1943:320.
Rossi, H: Paying for our past - will we? JEL 1995:1, s. 1.
Rouviere, C: Protection of soil and groundwater quality and rehabilitation of contaminated sites in Europe. Report for the EX Corporation, Tokyo 1992.
Rubenson S: Miljöbalken. Norstedts förlag 1998.
Rubenson, S: Miljöbalken – den nya miljörätten. 2:a uppl. Nortstedts 1999.

Rubenson, S-Svensson, K: Efterbehandling av gruvavfall. Rättsliga förutsättningar och möjliga former. Dalälvsdelegationen/PM 1990-04-10.
Sanden, J & Freier, K: The German federal soil conservation act. Ur Con Soil/Tomas Telford 1998.
Sandick, O van: Policy and legal framework regarding contaminated sites in the Netherlands. Paper from International workshop on contaminated sites in European union, 1994.
Sandvik, B: Miljöskadestånd – några utvecklingstrender i miljöskaderätten. JT 1996/97 s. 394.
Seerden, R och Rossum, M van: Legal aspects of soil pollution (Nederländerna), s. 308.
Schermers, H G: Judicial protection in the European communities. Kluwer (Deventer, NL), 5:e uppl. 1992.
Schwarze, J: European administrativ law. Sweet and Maxwell 1992
Sharpstone, E: Legitimate expectations and economic reality. European Law Review 1990 s. 103.
Shaw, J: Law of the European union. MacMillan (London, UK), 2:e uppl. 1996.
Simons-Vinckx, M W L: Unjust enrichement in connnection with soil cleanup. TMA 1997 s. 39.
Statens Forurensningstillsyn, Rapport 92:32: Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter - Handlingsplan for opprydning. SFT 1992.
Stenderup Jensen, S: Formueretlige principper i den offentlige miljøret. UfR 1994B s. 413.
Sterzel F: Privatisering av offentlig verksamhet. NAF 1988 s. 433.
Sterzel; F: Konstitutionella studier (Rättsfondens skriftserie, Iustus 1998.
Sterzel, F: Barsebäcksmålet. JT 1999-2000 s. 658.
Strömberg H: ”Allmänt” och ”enskilt” i den offentliga rätten. FT 1985 s. 49.
Strömberg, H: Delade meningar om allmän förvaltningsdomstols kompetens. FT 1995 s. 211.
Strömberg, H: Allmän förvaltningsrätt. 20:e uppl. Liber 2000.
Strömberg, R: Vattenlagen med kommentar. Publica/Liber 1984.
Strömholm S: Rätt, rättskällor och rättstillämpning. Norstedts 1996.
Sundberg, H: Allmän förvaltningsrätt. Norstedts 1955.
Svensson, G: Idyllen i Drev blev en kemisk öken. Dagens nyheter 1996-08-25.
Svärd, SO-Rahmn, T: Prövning enligt miljöskyddslagen. AWE/Gebers 1975.
Sørensen, P: Kommentar till Cheminovadomen. UfR 1991B s. 34.
Taams, R.A. & Uilhoorn, M.: The Dutch Soil Pollution Cases. EL 1995 s. 39.
Thornton, J & Beckwith, S: Environmental Law. Sweet & Maxwell 1997.
To reguleringstraditioner. Om sondringen mellem offentlig ret og privatret. Red. Basse, E M & Zahle, H. GadJura 1996.
Toth, A.G: The Oxford encyclopedia of European law. Clarendon Press (Oxford, UK) 1990.
Toumela, J: Hållbar utveckling som grundrättens grundprincip. Ur Bæredygdighed, s. 147
Tromans, S: The Environmental Acts 1990-1995. Sweet & Maxwell 1996.
Tromans, S och Turrall-Clarke, R: Contaminated land. Sweet & Maxwell 1994.
Tromans, S och Turrall-Clarke, R: Contaminated land. First supplement. Sweet & Maxwell 1999.
van Lang, A: Legal aspects of soil pollution in France. Ur Legal aspects of soil pollution 2000, s. 117.

Vanderkerckhove, K: The Polluter Pays Principle in the EC. Ur Yearbook of European Law Review 1993. Clarendon Press 1994.
Vans: TMA 1994 s. 93 (Summary in English).
Warnling-Nerep, W: Betydelsen av konstitutionell rätt: Retroaktiv lagstiftning, kommunalt självstyre och europarättens inflytande. Ur Festskrift till Fredrik Sterzel. Iustus förlag 1999 s. 379.
Warnling-Nerep, W: Klippan-målet – ett slutord. FT 1998 s. 261
Warnling-Nerep, W: Regeringsrättens rättsprövning i Klippanmålet – Ett fall som engagerar på många sätt. FT 1998 s. 149.
Velthoen, D: Miljörätten i Nederländerna. MRT 1996:3, s. 328.
Venema, H Æ Uniken: From civil law to administrative law. TMA 1995, s. 115.
Visser, W J F: Contaminated land policies in some industrialized countries. Technische commissie bodembescherming, Den Haag 1993.
VROM: Intervention values and target values - soil quality standards: Cirkular 9th May 1994 on intervention values for soil remediation (DBO/07494013).
VROM: Cleaning up soil in the Netherlands, VROM 1996.
Wahlgren G: Svarsartikel. MRT 1996:2, s. 245.
Welinder, A: Scope and magnitude of the soil pollution problem in Denmark. Stencil. Miljøstyrelsen 1992-03-09.
Welinder, A S: Contaminated sites in Denmark. Anteckeganingar från konferens i London September 1992.
Wennergren, B: Retroaktiv förvaltningsrättslig normgivning. FT 1993 s. 275.
Wenzel, B. R.: Erstatningsansvar for forurensningsskader med særlig henblick på kemikalieforurenede grunde. UfR 1990B s. 169.
Westerlund, S: Miljöskyddslagstiftning och välfärden. Natur & Kultur 1971.
Westerlund, S: Miljöfarlig verksamhet. Norstedts 1975.
Westerlund, S: Kommentar till miljöskyddslagen. Publica 1981.
Westerlund, S: Ansvaret för åtgärder mot arsenik i mark efter impregneringsverksamhet. SNV/PM 1984-08-30.
Westerlund, S: Rättsliga aspekter på sanering av vattenrecipienter. SNV/PM 1984.
Westerlund, S: Miljöskyddslagen - En analytisk lagkommentar. Åmyra förlag 1990.
Westerlund, S: EG:s miljöregler ur svenskt perspektiv. Andra upplagan. SNF 1993.
Westerlund, S: En hållbar rättsordning. Iustus 1998.
Westerlund, S: Spaltkommentar till miljöbalkens 1-17 samt 24 kapitel. MRT 1999:1. Åmyra förlag 1999.
Westerlund, S: Delkommentarer till miljöbalken. Mbdk 1-8. MRT 1999:2-3. Åmyra förlag 2000.
Westerlund, S: Europeiska kommissionens vitbok om ersättning för miljöskador. – COM (2000) 66 final. Remissyttrande av Uppsala universitet. Dnr. UFV 2000/325.
Wetterstein, P: A proprietary or possessory interest. Ur Harm to the environment (Red. Wetterstein, P), s. 38. Clarendon press (Oxford) 1997.
Wilt, C. van der: Multifunctionality of soil: The rise and fall of a Dutch principle. EL 1998:1 s. 18.
Wilt, C. van der: TMA 1999 s. 174 (Summary in English).
Winter, G: Perspectives for environmental law – Entering the fourth phase. JEL 1989, s. 38.
von Quitzow, C M: Sterzel och Regeringsrätten. JT 1999-2000 s. 973.
VROM: Cleaning up soil in the Netherlands. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1996.

Wängby, S: Recensionen av Hållbar rättsordning. JT 1998-99, s. 237.

Öberg, U: Några anteckningar om användningen av förarbeten inom gemenskapsrätten. JT 2000-01 s. 492

Otryckta källor

Sverige

Brev från af Klintberg till Jan Darpö, daterat den 14 december 1996

Intervjuer och andra muntliga källor

Sverige

Göran Johansson, Braås, 3/10-99 och 14/2-01
Leif Karlsson, Länsstyrelsen i Kronobergs län, 5/10-99
Jan Forsberg, Miljökontoret i Växjö kommun, 5/10-99
Gabriel Michanek: Utvecklingen av och sambandet mellan miljölagstiftningen och miljörättsforskningen. Föredrag 25/1 2000 vid konferens anordnad av FRN, Uppsala 2000-01-25.

Nederländerna

Eddie Bauw, Justitieministeriet, 17/9-97.
Willem Braams, Advokatbyrån Pels Rijcken & Droogleever Fortuijn, 15/9-97.
Jan van den Broek, VNONCW (Industriförbundet), 17/9-97.
J.A. van den Griend och Dirk van der Eijk, Provincie Zuid-Holland. 14/9-97.
Onno van Sandick, VROM, 14/9, 22/9-97 och 19/5-98.

Storbritannien

Malcolm Grant, Dep. of Land Economy, University of Cambridge, Cambridge, 20/2-98
Alan Higgins ochTracey Viney, Portsmouth City Council, Portsmouth, 26/2-98.
Brian Jones, De Montford University, Leicester, 23/2-98

Danmark

Pouel Pedersen, Köpenhamns kommun, Miljökontrollen, 16/11-98.
Claus Tønnesen, Rådet for Dansk Forsikring og Pension, Köpenhamn, 17/11-98.