

De lege

JURIDISKA FAKULTETEN I UPPSALA

ÅRSBOK 2019

Redaktör för skriftserien
Mattias Dahlberg

Miljörätten i utveckling

Jan Darpö & Gabriel Michanek

§
iUSTUS
FÖRLAG

© Författarna och Iustus Förlag AB, Uppsala 2019

Upplaga 1:1

ISSN 1102-3317

ISBN 978-91-7737-061-1

Produktion: eddy.se ab, Visby 2019

Omslag: John Persson

Förlagets adress: Box 1994, 751 49 Uppsala

Tfn: 018-65 03 30

Webbadress: www.iustus.se, e-post: kundtjanst@iustus.se

Printed by Dimograf, Poland 2019

Förord

Det är en stor glädje att i denna volym av fakultetens skriftserie *De lege* kunna samla ett betydande antal skrifter inom miljörättens område. Vid Juridiska fakulteten, Uppsala universitet, har det genom åren byggts upp en betydande forskargrupp i miljö rätt. Numera seniorprofessorerna Jan Darpö och Gabriel Michanek har varit – och är alltjämt – centrala i forskargruppen. I denna volym har Jan och Gabriel samlat en rad uppsatser och artiklar som de författat var och en för sig eller tillsammans med andra forskare. I en inledande uppsats har de beskrivit miljö rättens utveckling vid Uppsalafakulteten. Ett varmt tack till Jan och Gabriel för det arbete ni har lagt ned för att göra denna volym av *De lege* möjlig.

Mattias Dahlberg

Redaktör för skriftserien *De lege*

Författarnas förord

Uppsatserna i denna bok speglar miljörettens roll i en tid då samhället förändras på grund av ökad förorening, klimatförändring, överexploatering av naturresurser och utarmning av biologisk mångfald, m.m. Här diskuteras även hur miljöretten bör eller rentav måste utvecklas för att kunna möta dessa förändringar i samhället och miljön. Samtliga uppsatser har publicerats tidigare och vi vill tacka medförfattare och förlag för att de nu får återpubliceras. Vi vill även tacka Juridiska fakulteten för att De lege år 2019 ägnas åt miljöretten.

Jan Darpo och Gabriel Michanek

Innehåll

ALLMÄNNA MILJÖRÄTTSLIGA FRÅGOR

GABRIEL MICHANEK

The Precautionary Principle in Sweden	19
---------------------------------------	----

JAN DARPÖ

The Commission: a sheep in wolf's clothing? <i>On infringement proceedings as a legal device for the enforcement of EU law on the environment, using Swedish wolf management as an example</i>	43
---	----

JAN DARPÖ

Pulling the Trigger: ENGO Standing Rights and the Enforcement of Environmental Obligations in EU Law	69
---	----

JAN DARPÖ

EU-rätten och den processuella autonomin på miljöområdet <i>Om det svenska systemet med tillåtighetsförklaringar och mötet med europarätten</i>	103
---	-----

ARTSKYDD

GABRIEL MICHANEK

Strictly Protected European Wolf Meets Swedish Hunter with Licence to Kill	145
---	-----

JAN DARPÖ & HELENE LINDAHL	
Vindkraft, fåglar och brister i höjden <i>Om artskyddet vid prövningen av vindkraftverk</i>	171
GABRIEL MICHANEK	
Artskyddet, politiken och juridiken	205
GABRIEL MICHANEK, GÖRAN BOSTEDT, HANS EKVALL, MARIA FORSBERG, ANOUSCHKA R. HOF, JOHNNY DE JONG, JÖRGEN RUDOLPHI & ASTRID ZABEL	
Landscape Planning—Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry?	225
VATTENFÖRVALTNING OCH ENERGIUTVINNING	
GABRIEL MICHANEK & ANNA CHRISTIERNSSON	
Adaptive Management of EU Marine Ecosystems – About Time to Include Fishery	249
JAN DARPÖ	
Tradition och förnyelse på vattenrättens område <i>Om mötet mellan gamla tillståndsregimer och moderna miljökrav</i>	297
GABRIEL MICHANEK	
One national wind power objective and 290 self-governing municipalities	327
JAN DARPÖ	
Så nära, och ändå så långt bort! <i>En svensk betraktelse av norsk vattenrätt och frågan om tillstånds rättskraft</i>	349
GABRIEL MICHANEK	
EU:s adaptiva vattenplanering och svenska miljörättsliga traditioner	395

Inledning

1 Miljörätten

Miljörätten består av rättsregler som påverkar människans förhållande till den yttre miljön. Miljörättens primära skyddsobjekt är kvaliteten på luften, vattnet och marken, liksom den biologiska mångfalden. Människors hälsa är också ett centralt skyddsföremål på rättsområdet, men bara i situationer när det finns ett samband med påverkan på den yttre miljön. Den miljörättsliga kontrollen träffar många olika slags verksamheter, såsom industrier och andra förorenande anläggningar, fysiska ingrepp i naturen i samband med vattenkraftsutbyggnad, mineralbrytning, skogsbruk, jakt, fiske, användningen av naturresurser och energi och hanteringen av kemikalier och avfall, m.m.

Miljörätten har kopplingar till flera andra rättsområden. Här finns inslag av civilrätt genom bestämmelser om enskilda anspråk och skadestånd. Inte sällan analyseras miljörättsliga problem utifrån ett processrättsligt perspektiv, t.ex. med avseende på frågor om deltagande och klagorätt i miljömål. I andra fall är kopplingen straffrättslig, skatterättslig eller konstitutionellrättslig m.m. I de allra flesta situationer finns dock ett tydligt förvaltningsrättsligt samband. Det handlar om krav som samhället ställer på dem som påverkar miljön genom verksamheter och åtgärder. Miljökraven ställs nästan undantagslöst av särskilda prövnings- eller tillsynsmyndigheter, antingen direkt eller genom att någon begär att de ska ingripa. Styrningsinstrumenten är de vanliga i dessa sammanhang, det vill säga tillstånd och dispenser, myndighetsföreskrifter, förelägganden i enskilda fall, viten och avgifter, och så vidare. På så vis kan man säga att miljörätten idag genom sitt genomförande, regeluppbbyggnad och rättskällemetod typiskt sett främst är förvaltningsrättslig.

Svensk miljö rätt, såväl lagstiftning som rättstillämpning och forskning, präglas allt mer av rättsutvecklingen internationellt och inom EU. Detta är en följd av att de allvarligaste miljöproblemen idag är gränsöverskridande och ibland globala. En viktig uppgift för miljö rättsforskningen idag är att analysera och visa vilken roll rätten kan fylla i klimatpolitiken och för att stoppa den pågående globala degraderingen av biologisk mångfald.

Även om det finns överlappningar med andra rättsvetenskapliga ämnen, finns vissa särdrag inom miljö rätten. Det handlar ofta om rättens genomförande av internationella eller nationella miljöpolitiska mål. Detta ställer ofta särskilda krav på den rättsliga bedömningen. Perspektivet måste vara geografiskt brett, men även framtidsinriktat. Målet ”hållbar utveckling”, inskrivet i bl.a. miljöbalken, innebär att hänsyn ska tas till såväl dagens som framtida generationers behov. Vid prövningen av ett nytt kraftvärmeverk ska mark- och miljödomstolen inte bara pröva hur närliggande bostadsområden påverkas idag, utan även de långsiktiga effekterna på människor och miljö. Vidare måste det kollektiva perspektivet uppmärksammas. Exempelvis kan ett enskilt vindkraftverk som prövas anses skapa stor lokal miljöpåverkan samtidigt som mängden genererad förnyelsebar energi är liten. Vindkraftverket är dock en del i utbyggnaden av vindkraft i landet som sammantaget ger ett betydande energitillskott och är en del i energiomställningen och klimatpolitiken, något som ska beaktas i den rättsliga prövningen.

Det tydligaste särdraget hos miljö rätten – och det som främst gör att ämnet är en egen juridisk disciplin – är förhållandet mellan rättsreglerna och den yttre miljön, eller som det uttrycks i den grundläggande läroboken på området, ”sambandet mellan människans lagar och naturens lagar”.¹ De förra kan vi styra över, men inte de senare. Det går så att säga inte att beordra Östersjöns bottnar att syresätta sig effektivare eller den vitryggiga hackspetten att trivas i den moderna industriskogens monokultur. Alltså måste rättsreglerna förhålla sig till processerna i naturen för att kunna fungera som effektiva styrmedel. De måste tillgodose en adaptiv förvaltning av naturresurserna, med andra ord utgå från att kunskapen om naturen ofta är osäker (t.ex. när ett tillstånd ges), men även att naturmiljön ständigt förändras på grund klimatuppvärmning m.m. Inom miljö rätten används också en rad olika begrepp som är mer eller

¹ Michanek, G. och Zetterberg, C. *Den svenska miljö rätten*, 4:e uppl., Iustus förlag 2017, s. 30.

mindre biologiska/ekologiska, till exempel ”god ekologisk status” i ett vattendrag eller ”gynnsam bevarandestatus” hos en art.

De särskilda särdragen inom miljörätten påverkar forskningsuppgifterna. Forskaren måste utreda hur miljörättsliga mål och särskilda principer förhåller sig traditionella rättsliga principer och synsätt. Sådana frågeställningar aktualiseras i flera av uppsatserna i denna bok. Exempelvis innebär den miljörättsliga försiktighetsprincipen att miljökrav ska ställas redan vid en sannolikhet för negativ miljöpåverkan, ett synsätt som kan vara svårt att förena med traditionell syn på rättssäkerhet och legalitet. En adaptiv förvaltning innebär att tillstånd till industrier och vattenkraftverk måste omprövas i takt med exempelvis klimatförändringar och nyvunnen kunskap, medan en traditionell syn på tillståndet är att det i grunden ska ge en trygghet mot nya krav. Ytterligare ett exempel är att det rättsliga genomförandet av nationella miljömål ofta kommer i konflikt med andra rättsligt skyddade intressen, såsom kommunalt självstyre och äganderätt.

Vidare innebär sambandet mellan miljörätten och naturvetenskapen att miljörettsforskaren i många fall samarbetar med ekologer eller andra naturvetare. Rättsvetaren behöver naturvetaren för att närmare begripa reglernas konsekvenser för naturen. Naturvetaren behöver rättsvetaren för att veta var gränserna går för tillåten miljöpåverkan. Tillsammans kan de tydliggöra konflikterna och utveckla nya, mer ändamålsenliga styrmedel. Eftersom rätten bara är en del i samhällets styrning inom miljöpolitiken samarbetar miljörettsforskare inte sällan även med ekonomer, statsvetare och andra samhällsvetenskapliga forskare.

2 Miljörätten i Uppsala

Det var vid den Juridiska fakulteten i Uppsala som den moderna miljörätten utvecklades. *Bertil Bengtsson* var en pionjär inom ämnet.² Han har författat många böcker och uppsatser i ämnet. En av de första var Miljö rätt från 1970,³ som inspirerade studenter vid undervisningen i speciell fastighetsrätt och i helt nya specialkurser i miljö rätt. En annan föregångare i ämnet var *Staffan Westerlund*, som inledde sin forskarbana i slutet

² Bland tidigare rättsvetare ska särskilt framhållas Seve Ljungman. Hans doktorsavhandling hade stor betydelse för rättsutvecklingen och utformningen av miljöskyddslagen (1969:387); Ljungman, S. *Om skada och olägenhet från grannfastighet. Ett bidrag till läran om immissionernas rättsliga behandling*, Uppsala 1943.

³ Bengtsson, B. *Miljö rätt*, stencil, Juridiska föreningen, Uppsala 1970.

av 1960-talet och disputerade på avhandlingen *Miljöfarlig verksamhet* 1975.⁴ Han blev professor i ämnet 1992 och är den som byggde upp forskningen och utbildningen i miljö rätt i Uppsala. En stor del av de seniora miljö rättsforskarna i Sverige idag har varit doktorander i Uppsala under Westerlunds handledning. De har i sin tur handlett ett stort antal doktorandsprojekt.

Idag (2019) finns flera miljö rättsforskare vid Uppsala-fakulteten. *Gabriel Michanek* har studerat rättsfrågor kring miljö kvalitetsnormer, vattenförvaltning, naturskydd, marint fiske och energisystem.⁵ *Charlotta Zetterberg* har haft projekt om den rättsliga regleringen av genteknisk verksamhet (GMO),⁶ jordbruk, kemikalier, frihandel, biotopskydd och ekologisk kompensation. *Jan Darpös* forskning har rört regler om efterbehandling,⁷ tillståndsregimer, miljöprocess samt naturskydd. Därutöver har han skrivit om tillgången till rättslig prövning i miljö saker och förhållandet mellan EU-rätt och nationell rätt. Jur. dr *Maria Forsbergs* forskning fokuserar på skoglig verksamhet och gröna frågor, d.v.s. naturvård och artskydd.⁸ Jur. dr *Annika K. Nilsson* är inriktad på frågor om miljö tillsyn.⁹ Jur. dr *Henrik Josefsson* har såväl rättsliga som biologiska universitetsstudier som bakgrund. Hans inriktning är mot frågor om vatten,¹⁰ biodiversitet och ekologisk kompensation. Jur. dr *Yaffa Epstein* inspirerades av Jan Darpös kurs i EU-miljö rätt vid Minnesota Law School i Minneapolis under höstterminen 2008.¹¹ Hon genomförde därefter forskarutbildningen i miljö rätt vid Uppsalafakulteten och forskar med inriktning på artskydd och

⁴ Westerlund, S. *Miljöfarlig verksamhet. Rättstekniska studier av de centrala tillåtlighetsreglerna i miljöskyddslagen på grundval av teori och praxis*, Norstedts & Söner 1975.

⁵ Michanek G. *Energirätt. En undersökning från mark- och miljö rättslig utgångspunkt med särskild inriktning på frågor om energihushållning*, Iustus förlag 1990 (doktorsavhandling).

⁶ Zetterberg, C. *Miljö rättslig kontroll av genteknik*, Iustus förlag 1997 (doktorsavhandling).

⁷ Darpö, J. *Eftertanke och förutseende. En rättsvetenskaplig studie om ansvar och skyldigheter kring förorenade områden*, Uppsala universitet 2001 (doktorsavhandling).

⁸ Forsberg, M. *Skogen som livsmiljö. En rättsvetenskaplig studie om skyddet för biologisk mångfald*, Uppsala universitet 2012 (doktorsavhandling).

⁹ Nilsson, A K. *Enforcing Environmental Responsibilities: A Comparative Study of Environmental Administrative Law*, Uppsala universitet 2011 (doktorsavhandling).

¹⁰ Josefsson, H. *Good Ecological Status. Advancing the Ecology of Law*, Uppsala universitet 2015 (doktorsavhandling).

¹¹ Juridiska fakulteten i Uppsala har ett årligt utbyte med Minnesota Law School i Minneapolis.

naturdispenser.¹² Slutligen disputerade *Agnes Hellner* under höstterminen 2019 med en avhandling som behandlade EU:s miljö- och processrätt och dess förhållande till nationell (främst fransk och tysk) konstitutionell rätt och förvaltningsprocess.¹³

I Uppsala har slutligen även *Jason Czarnecki*, professor vid Pace University (New York), ett pågående doktorandprojekt om offentlig upphandling som miljörettsligt instrument i en jämförelse mellan EU och USA.

Den största delen av forskningen i miljörett i Uppsala är externfinansierad och projekten är ofta flervetenskapliga. Det finns ett nära samarbete mellan Uppsala-fakultetens forskare och miljörettsforskare i andra länder, inte minst i Norden. Slutligen ska nämnas Nordisk miljörettslig tidskrift, med 2–3 nummer per år (www.nordiskmiljoratt.se). Charlotta Zetterberg är redaktör.

3 Antologin

I 2019 års utgåva av *De lege* har vi valt ut tretton miljörettsliga uppsatser. Vi har delat in dem i tre grupper, som inte är väl avgränsade sinsemellan. Först tar vi upp några allmänna miljörettsliga frågor. Uppsatsen *The Precautionary Principle in Sweden*¹⁴ utgör ett kapitel i en antologi om försiktighetsprincipens utveckling i Norden, USA och EU. Uppsatsen visar att det tänkande som hör till försiktighetsprincipen utvecklades tidigt i svensk miljölagstiftning och rättspraxis, innan namnet ”försiktighetsprincip” fanns. Principen lagreglerades uttryckligt i Sverige först 1999, i samband med miljöbalkens (1999:808) tillkomst. I uppsatsen framhålls att försiktighetsprincipens generella räckvidd på miljöområdet inte avspeglas tydligt i den svenska lagstiftningen. I artikeln *The Commission: a*

¹² Epstein, Y. *The Big Bad EU? Species Protection and European Federalism: A Case Study of Wolf Conservation and Contestation in Sweden*, Uppsala universitet 2017 (doktorsavhandling).

¹³ Hellner, A. *Arguments for Access to Justice: Supra-individual Environmental Claims Before Administrative Courts*, Uppsala universitet 2019 (doktorsavhandling).

¹⁴ Michanek, G. Sweden. *Implementing the Precautionary principle. Approaches from the Nordic Countries, EU and USA* (ed. De Sadeleer, N.), London: Earthscan Publications Ltd 2007, p. 120–136.

*sheep in wolf's clothing?*¹⁵ behandlas kommissionens roll i genomförandet av EU-rätten i medlemsstaterna på miljöområdet. Med överträdelseärendet om den svenska licensjakten på varg som exempel diskuteras för- och nackdelar med instrumentet. Även om det kan vara effektivt i vissa situationer lider det av avsaknaden av transparens, bristande förutsebarhet och konsekvens beroende på politiska överväganden inom EU-byråkratin. Trots detta utgör överträdelseärenden ett viktigt komplement till förhandsavgöranden från EU-domstolen för att se till att medlemsstaterna lever upp till sina EU-rättsliga förpliktelser på miljöområdet. I *Pulling the trigger*¹⁶ diskuteras genomförandet av Århuskonventionen inom EU och dess medlemsstater. Utifrån den rättspraxis som EU-domstolen bildat hävdas här att miljöorganisationerna ses som representanter för det allmänna intresset och ska därmed ha möjlighet att i domstol utmana miljömyndigheternas ställningstaganden under EU-rätten, oavsett om det är fråga om beslut eller passivitet. På så vis kan sägas att den EU-rättsliga rättsskyddsprincipen går längre än Århuskonventionen, åtminstone när det gäller förpliktelser som är ovillkorliga och tillräckligt precisa.

I den andra kategorin skrifter ligger fokus på artskyddet. Artikeln *EU-rätten och den processuella autonomin på miljöområdet*¹⁷ tar sin utgångspunkt i det uppmärksammade målet om Bunge-täkten på Gotland. Här analyseras svenska s.k. tillåtighetsförklaringar, ett slags preliminärbeslut om att ett visst projekt kan utföras på en särskild plats. En sådan konstruktion medför problem när det gäller genomförandet av materiella EU-rättsliga krav, i Bunge-målet illustrerat genom art- och habitatdirektivet (92/43). Som Högsta domstolen sedermera konstaterade, krävs i ett fall som detta att något beslutsorgan gör en samlad bedömning som uppfyller unionsrättens krav på fullständighet, exakthet och slutlighet (NJA 2013 s. 613). Detta krav gör att tillåtighetsförklaringar mister sin betydelse i många situationer då tillstånd för en verksamhet ska meddelas. I uppsatsen *Strictly Protected European Wolf Meets Swedish Hun-*

¹⁵ Darpö, J. *The Commission: a sheep in wolf's clothing? On infringement proceedings as a legal device for the enforcement of EU law on the environment, using Swedish wolf management as an example.* Journal of European Environmental and Planning Law (Brill/Nijhoff) 2016 s. 270.

¹⁶ Darpö, J. *Pulling the trigger. ENGO standing rights and the enforcement of environmental obligations in EU law.* In Environmental Rights in Europe and Beyond. Ed. Sanja Bogojević and Rosemary Rayfuse. Hart Publishing 2018, s. 253.

¹⁷ Darpö, J. *EU-rätten och den processuella autonomin på miljöområdet. Om svenska tillåtighetsförklaringar och mötet med europarätten.* Nordisk Miljörättslig Tidskrift 2012:2, s. 3.

ter with License to Kill¹⁸ analyseras frågan om det EU-rättsliga art- och habitatdirektivet över huvud taget medger den licensjakt på varg som tillåts i Sverige. Huvudregeln i direktivet är förbud mot att döda varg. Det undantag som tillämpats vid licensjakt är artikel 16.1(e), som inte implementerats korrekt i svensk jaktlagstiftning. Regeln innebär bl.a. att undantag bara får göras för ”vissa exemplar”. Detta och vissa andra krav i regeln kan inte, eller svårligen, förenas med de svenska besluten om licensjakt, som i huvudsak endast begränsats så att högst ett visst antal vargar får fällas. Artikeln behandlar även frågan hur man ska tolka direktivets undantagsregel mot bakgrund av olika språkversioner. *Vindkraft och brister i höjden*¹⁹ diskuterar artskyddet vid prövningen av vindkraftverk. Här analyseras hur det s.k. avsiktsbegreppet i artikel 12 i art- och habitatdirektivet (92/43) har hanterats i svensk rättspraxis utifrån det internationella regelverket och EU-domstolens rättspraxis. Jämförelser görs också med hur artskyddsbestämmelserna tillämpas i andra länder. Slutsatsen är att vindkraft – liksom alla andra slags verksamheter – kan innebära ett avsiktligt dödande eller störande av fåglar om en sådan effekt kan med tillämpning av försiktighetsprincipen kan befaras. Artikeln är skriven i samarbete med en naturvårdskonsulent med lång erfarenhet av arbetet med EUs naturvårdsdirektiv. Uppsatsen *Artskyddet, politiken och juridiken*²⁰ är av övergripande karaktär. Här diskuteras rättens roll med utgångspunkt från att de svenska miljökvalitetsmålen om naturskydd, såsom ”Ett rikt växt- och djurliv” och ”Levande skogar”, inte kommer att nås med dagens styrmedel, enligt Naturvårdsverkets årliga utvärderingar. Här utgör egendomsskyddet i 2 kap. 15 § regeringsformen ett avgörande praktiskt hinder, eftersom bristande resurser att ersätta markägare kan innebära att arters livsmiljöer måste offras i stället för att skyddas. Artikeln *Landscape Planning – Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry*?²¹ är ytterligare ett exempel på hur miljörätten samarbetar med andra vetenskaper. Författarna till denna

¹⁸ Michanek, G. *Strictly Protected European Wolf Meets Swedish Hunter with License to Kill*. Pro Natura: Festskrift til Hans Christian Bugge (eds. Backer I. L., Fauchald O. K., Voigt C.), Universitetsforlaget Oslo 2012, 323–345.

¹⁹ Darpo, J. & Lindahl, H. *Vindkraft, fåglar och brister i höjden. Om artskyddet vid prövningen av vindkraftverk*. Nättidningen JPMiljön 2015-10-15.

²⁰ Michanek, G. *Artskyddet, politiken och juridiken*. Bertil Bengtsson 90 år (red. Blomstrand S., Mattsson D. och Skarhed A.), Jure 2016, s. 383–397.

²¹ Michanek, G. et al. *Landscape Planning – Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry?* Forests 2018, 9, 523, p. 1–15.

skrift är verksamma inom ämnena miljö rätt, naturvårdsbiologi och skogs ekonomi. I artikeln beskrivs hur behoven av att bevara livsmiljöer och konnektivitet i det skogliga ekosystemet, motverkas av ett skogsbruk som är fragmenterat geografiskt och där skogsbruksåtgärder sker vid olika tidpunkter. Detta försvarar en ändamålsenlig tillämpning av den svenska artskyddsförordningen, som i sin tur ska genomföra artskyddskraven i EU:s fågeldirektiv och art- och habitatdirektiv. Enligt författarna kan en reglerad landskapsplanering vara en strategisk metod för att uppnå skoglig biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk.

Den tredje kategorin uppsatser i antologin är inom området vattenförvaltning och energiutvinning. I *Adaptive Management of EU Marine Ecosystems – About Time to Include Fishery*²² analyseras rättsliga mål och instrument inom EU för att motverka överfisket och dess skador på det marina ekosystemet i EU:s vatten. I uppsatsen framhålls vissa svagheter i skyddsreglerna i ramvattendirektivet och det strategiska marina direktivet var för sig, men framför allt den bristande samordningen mellan dessa ekologiskt övergripande planeringsdirektiv och EU:s mer specifika fiskeriförordning. I *One national wind power objective and 290 self-governing municipalities*²³ analyseras två möjliga hinder mot den nationella planen för vindkraftsutbyggnad: det kommunala planmonopolet och den kommunala vetorätten vid tillståndsprövning av stora vindkraftsprojekt. Vektorätten innebär att kommunen måste tillstyrka för att länsstyrelsen ska kunna tillstånd. Kommunen behöver inte redovisa något skäl till varför den inte tillstyrker. I artikeln ifrågasätts om denna ordning är förenlig med artikel 13 i EU:s direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor, som kräver att de nationella reglerna som styr tillståndsprövning m.m. är ”objektiva, transparenta, proportionella och inte diskriminerar mellan sökandena och är utformade så att de tar fullständig hänsyn till särdragen hos olika teknikslag för energi från förnybara energikällor”.

EU:s ramvattendirektiv antogs år 2000 och innebar flera radikala krav på hur lagstiftning och vattenförvaltning ska utformas i medlemsstaterna.

²² Michanek, G. och Christiernsson, A. *Adaptive Management of EU Marine Ecosystems – About Time to Include Fishery*. Scandinavian Studies in Law: Environmental Law (red. Wahlgren P.) Stockholm Institute for Scandinavian Law 2014, s. 201–240.

²³ Michanek, G. *One national wind power objective and 290 self-governing municipalities*. Renewable Energy Law in the EU: Legal Perspectives on Bottom-up Approaches (eds. Peeters M. and Schomerus T.), Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing 2014, 144–164.

En betydande del av den miljörättsliga forskningen de senaste åren har handlat om ramvattendirektivet och genomförandet nationellt.

Uppsatsen *EU:s adaptiva vattenförvaltning och svenska miljörättsliga traditioner*²⁴ behandlar förhållandet mellan ett modernt miljörättsligt instrument som utgår från miljöns ständiga föränderlighet och den historiskt förankrade svenska vattenrätten, med i princip eviga tillstånd till vattenverksamheter. Något liknande kan sägas om *Tradition och förnyelse på vattenrättens område*²⁵ som tar upp två frågeställningar; dels i vilken utsträckning man kan ställa nya miljökrav på gamla verksamheter, dels om ersättningsrätten och förändringskraven. Utgångspunkten i diskussionen är europarättslig i vid mening, dvs. vilken hänsyn som måste tas till verksamhetsutövarnas berättigade förväntningar i sådana situationer enligt EU-rätten och EKMR. I antologin ingår slutligen rapporten *Så nära och ändå så långt borta*²⁶ som är en svensk betraktelse av den norska tillståndsregimen för vattenkraftverk. Den övergripande frågan är under vilka omständigheter som givna tillstånd kan ändras för att möta moderna miljökrav och nutida samhällsuppfattningar. Rapporten gäller alltså ”tillstånds negativa rättskraft” och omprövningsreglerna i miljöbalken, eller som det kallas på norska: ”omgjøringsreglene i vassdragsretten”.

Jan Darpö & Gabriel Michanek

²⁴ Michanek, G. *EU:s adaptiva vattenförvaltning och svenska miljörättsliga traditioner*. Lov, liv och laere: Festskrift til Inge Lorange Backer (eds. Bugge H. C., Indreberg H., Syse A., Tverberg, A. Universitetsforlaget, Oslo 2016, s. 352–365.

²⁵ Darpö, J. *Tradition och förnyelse på vattenrättens område. Om mötet mellan gamla tillståndsregimer och moderna miljökrav*. Nordisk Miljörättslig Tidskrift 2014:2, s. 101.

²⁶ Darpö, J. *Så nära, och ändå så långt bort! En svensk betraktelse av norsk vattenrätt och frågan om tillstånds rättskraft*. Rapport inom forskningsprogrammet SPEQS, Faculty of Law/Uppsala Universitet, Working Paper 2016:1.

Gabriel Michanek

The Precautionary Principle in Sweden*

1 Introduction

The *precautionary principle* in Sweden is included in Chapter 2, section 3 of the 1998 Environmental Code.¹ It includes a general obligation to take precautions in order to ‘prevent, hinder or combat damage or detriment to human health or the environment’. Such precautions shall be taken ‘as soon as there is cause to assume that an activity or measure may cause damage or detriment to human health or the environment’.

The principle was codified in Sweden when the Environmental Code was adopted in 1998. However, it would be wrong to say that the 1998 principle is a new phenomenon in Swedish environmental law. Sweden already adopted a *precautionary approach*² in 1941 when the 1918 Water Act was amended to include a permit control of industrial waste water. The precautionary approach was further clarified and expanded after

* *Implementing the Precautionary principle. Approaches from the Nordic Countries, EU and USA* (ed. De Sadeleer, N.), London: Earthscan Publications Ltd (2007), p. 120–136.

¹ Many thanks to Professor Nicolas de Sadeleer and Professor Staffan Westerlund, and also to Professor Bertil Bengtsson and several of my other colleagues at Luleå University of Technology, Division of Jurisprudence, Sweden, for providing me with useful comments on this chapter.

² I use the term ‘precautionary approach’ for the period before 1998 since the expression ‘precautionary principle’ was not then used in the Swedish legal texts. This distinction in terminology between principle and approach does *not* indicate a distinction in the meaning of the two; compare de Sadeleer, N. (2002) *Environmental Principles: From Political Slogans to Legal Rules*, Oxford University Press, Oxford, p. 92.

1969. The historical background is described initially in this chapter. It is essential for the understanding of today's precautionary principle in the Environmental Code.

After a short overview of the code's most important components, which should be useful for non-Swedish readers, the precautionary principle is analysed in more detail. The *scope* of the principle is discussed. Since the Environmental Code aims not only at protection against pollution and similar nuisances, but also at nature conservation and rational management of natural resources and energy, what role does the precautionary principle play in this wider context?

Two crucial issues relate to evidence. First, the code is clear on the point that when it is uncertain if pollution (or other nuisance) may cause damage to health or the environment, it is, in principle, not the environmental authority (guarding public interests) or the neighbour (whose personal health or private property is threatened) who must prove the existence of a future damage in order to achieve protective measures or prohibitions. By contrast, the operator has to prove that damage will not occur in order to be spared from such restrictions. This issue – the operator's *burden of proof* – will be elaborated upon more closely. Secondly, an important question is also at what *standard of evidence* are requirements to take precautions triggered? This question will also be discussed, although a clear answer is not evident.

When discussing the application, in practice, of the precautionary principle, it is necessary to address some elements in the Swedish legislation that may be described as *contra productive* to the principle, especially provisions indicating that environmental interests shall be weighed against costs for the operator and other opposite interests (in some cases, opposite environmental interests), but also possible conflicts between the precautionary principle and the general legal principles of legality and legal certainty.

In this chapter, I have consulted legal texts and preparatory works.³ Case law is meagre; but I have selected some verdicts that illuminate the application of principle in connection with control of chemicals in big industrial installations.

³ Although clearly subordinated the legal text and, of course, not legally binding, preparatory works play a relatively important role as legal source in Sweden.

2 A precautionary approach

2.1 The birth of a precautionary approach in 1941

Swedish industry developed rapidly during the beginning of the 20th century without significant interference from environmental authorities requiring a reduction of pollutants, although, since 1880, there had been some legal support for such requirements.⁴ The enforcement was occasional and often conducted when the damage was already a fact. Water quality in several lakes and sea bays had degraded substantially, and the Swedish Parliament decided, in 1941, to amend the 1918 Water Act in a way that should be regarded as a precautionary approach.

The 1941 amendment introduced a concession system for discharges of industrial wastewater.⁵ It was as a principle rule generally prohibited to discharge such wastewater when the pollution caused 'detriment of any significance'. However, the operator had the right to apply for a licence at the Water Court,⁶ which could exempt from the general prohibition. The operator was then obliged to prevent the pollution by taking 'reasonable' precautions.⁷ So a precautionary approach was introduced in the sense that no new industrial discharges of any significance were allowed without a prior licence and reasonable precautions. It was generally assumed that such discharges caused danger to the health or the environment.

2.2 Environmental Protection Act 1969: Expanded and clarified precautionary approach

Although principally important, the 1941 amendment did not sufficiently improve the water quality near industrial installations. The Water Courts were criticized for imposing too lenient requirements. Besides, the scope of the legal control introduced in 1941 was too narrow. It included only water pollution emanating from discharges from certain kinds of

⁴ Regulation 1880 Concerning Landowners' Right to the Water on his Land, section 12. Concerning the development of legislation for pollution control before 1969, see Darpö, J. (1994) 'Vem har ansvaret, Rättsläget idag och förslag för framtiden', *Naturvårdsverket, rapport*, vol 4354, pp. 10–30.

⁵ There were also restrictions concerning cloak water, but they were not as far reaching.

⁶ Certain civil courts were appointed as Water Courts. Their verdicts could be appealed to one High Water Court, in Stockholm. The Supreme Court was the last instance.

⁷ Water Act 1918, Chapter 8, section 32. If there was risk of severe damage, only the government was empowered to issue a licence.

installations, not from other forms of land use. Even more importantly, other forms of nuisances, especially air pollution, were excluded from an efficient legal control.⁸ It was time for a new legal revision, resulting in the adoption in 1969 of the Environmental Protection Act.

The act was a cornerstone in Swedish environmental legal history. It applied to almost all kinds of pollution and other nuisances (noise, heat, smell, changes in landscape, etc., but not, for example, radiation). Thus, in 1969 Sweden introduced integrated pollution prevention control. The number of activities for which a licence was required increased significantly. The responsibility for licensing was transferred from the Water Courts to a new National Environmental Licensing Board (*Koncessionsnämnden för miljöskydd*) and (with regard to smaller installations) to the regional boards.

The act applied to so-called 'environmentally hazardous activities'. The term 'hazardous' was deliberately chosen to indicate that a risk of damage or other detriment was sufficient for the act to apply and to trigger constraints on the activity. This important approach was further explained in the Government Bill:

Damages can be counteracted ... by taking into account the risk when considering if and under what conditions an activity may be conducted. It is in my opinion necessary that the authorities applying the legislation take into account the danger for the health interest and other public aspects that may be connected with still unknown or insufficiently explored pollutants. I consider it to be natural that *the uncertainty related to the danger of a substance shall not strike against the public but instead on the person [who] emits the substance into the air or the water*. This principle is of the greatest practical importance. It means that one does not have to wait to intervene until damages have occurred. It means also that a person who wants to discharge an insufficiently known substance, provided there is a well-founded reason to assume that the substance is dangerous, must be able to show that there is no risk for a detriment [this author's italics].⁹

So, the Environmental Protection Act provided environmental authorities with the power to act in situations of uncertainty. The risk of damage

⁸ Health Protection Ordinances applied, but mainly for the control of sanitary detriments in towns.

⁹ Prop. 1969:28, *Miljöskyddslagen* (Government Bill, this author's translation), p. 210. See also SOU 1966:65, *Luftförorening, buller och andra immissioner* (state commission report preceding the Government Bill), p. 211.

or detriment was normally sufficient to trigger requirements on precautions (alternative locations, purification techniques, limitation of production, etc.), but also, occasionally, to prohibit the activity as such. The activity was, as a principle rule, prohibited (there were exemptions) if it was '*likely to cause significant damage or detriment to human health or the environment*' (this author's italics).¹⁰

However, there was an initial threshold. Loose speculations on possible impacts were not sufficient to trigger requirements. As pointed out in the preparatory works, there should be a 'well-founded reason to assume' that a substance is dangerous.¹¹ The risk had to be 'noteworthy'.¹² Thus, there was an initial task for environmental authorities, neighbours or environmental organizations to deliver at least some scientific material indicating a noteworthy risk. After passing this threshold, the burden on proof shifted to the operator (polluter).

While the law was essentially clear on the issue of burden of proof, it was blurry with regard to the question of how far-reaching the operator's assessment had to be in order to be released from the requirements on precautionary measures or prohibitions. There was no legally determined standard of evidence to apply. Preparatory works and case law did not provide any guidance with regard to this often crucial issue. It is reasonable to assume that the standard varied depending upon the circumstances in each case. *Westerlund* points out certain circumstances as probably relevant: the extent and the degree of complexity of the feared effect; the cost of investigating the environmental effects and appropriate precautions; the fact that the activity was either new or already existing; and the costs of combating the effect (if existing and not insignificant).¹³

Placing the burden of proof on the operator was important, in practice, and far-reaching requirements were sometimes imposed despite the uncertainty of the effects. There were several cases when the entire application was turned down because of insufficient assessment by the operator. However, the necessity of considering risks was confronted by

¹⁰ Section 6. In SOU 1966:65, *Luftförorening, buller och andra immissioner*, p. 221, the so-called Emission Experts Commission 'underline[d] that it is sufficient to *fear for* a significant detriment: in other words, that a considerable *risk* for such a detriment exists' (italics in original).

¹¹ Prop. 1969:28, *Miljöskyddslagen*, p. 210.

¹² SOU 1966:65, *Luftförorening, buller och andra immissioner*, p. 221.

¹³ *Westerlund, S. (1990) Miljöskyddslagen. En analytisk lagkommentar*, Åmyra Förlag, p. 14.

another cornerstone in the Environmental Protection Act: balancing environmental interests against the operator's costs, as well as supply of jobs and other public benefits. In other words, although risks were deemed to be considerable (and even if severe environmental damage might occur), environmental requirements had to stand back if they were outbalanced by opposite interests. An illustrative example is a permit case from the mid 1970s related to the metal industry Rönnskärsverken, built in 1930 in the town of Skellefteå in northern Sweden, along a bay adjacent to the Baltic Sea. The discharges into the Baltic and the air included many different substances, several of them typically very dangerous, such as cadmium, lead and mercury. The amount of certain pollutants was huge, in some cases more than 50 per cent of the total amount discharged in Sweden into air or water. Rönnskärsverken was, without competition, the single most polluting industry in Sweden.

Despite the great complex of discharges, and several years of monitoring, no severe impacts on the marine ecosystem in the surroundings of the industry were registered. Nevertheless, the National Environmental Licensing Board quoted the abovementioned formulations in the preparatory works relating to risks and pointed out the operator's burden on proof. The board concluded, with regard to the situation at Rönnskärsverken, that even if far-reaching precautions were required, the pollution was '*likely to cause significant damage or detriment to human health or the environment*' (this author's italics). The activity thereby fulfilled the criteria for prohibition stipulated in the principle rule in section 6 in the Environmental Protection Act. However, section 6 also included an exemption if strong opposite public interest was deemed to be more important than the risks for health or the environment. It was (and still is) the government that carries out the weighing of interests in these severe conflict cases. In the case of Rönnskärsverken, the environmental risks were regarded as less weighty than the impacts on trade and industry and employment in the whole of northern Sweden. Consequently, the government approved a continuation of the heavily polluting activity in 1975.¹⁴ Far-reaching requirements to decrease emissions were imposed in the form of gradually strengthened permit conditions. Today the discharges have been significantly reduced.

¹⁴ Governmental decision 18 June 1975, No 167/75 and National Environmental Licensing Board (Koncessionsnämnden för miljöskydd) No 3/75.

2.3 Next step: A precautionary approach in the legal control of chemicals

It was generally recognized that the control of industrial installations according to the Environmental Protection Act significantly improved the quality of air and water in many areas. Nevertheless, there were alarming observations in Sweden of the far-reaching decline of certain species' populations to levels close to extinction – for example, the yellowhammer (*Emberiza citronella*), the kestrel (*Falco tinnunculus*) and the osprey (*Pandion haliaetus*), due to release of mercury (e.g. in planting seeds), and the whitetailed eagle (*Haliaeetus albicilla*), due to exposure to PCB and DDT.¹⁵ It became obvious that the environmental impacts resulting from the fast introduction of new chemicals into the market could not be prevented solely by permit control of single installations. It was necessary to legally address the chemicals and to prevent risks at the initial stage.

The 1973 Act on Products Hazardous to Health and the Environment was the first Swedish framework statute for a coordinated control of all chemicals. It was at this time an advanced legislation from an international perspective. The legislator was clearly inspired by the precautionary approach developed in the Environmental Protection Act. Environmental authorities should be able to intervene already when they had:

... good reason to suspect a risk for damage. If so, the producer must, to avoid prohibitions or restrictions, as far as possible with respect to present scientific position prove that the suspicion is unfounded. He will otherwise have to accept that the authorities act according to the assumption that the product is health and environmentally hazardous. Thus, the uncertainty ... concerning the hazard of a substance will not strike against the public, but instead the person who intends to market the product in question.¹⁶

The act included a general obligation to take precautions, not only for producers but for all persons handling a product – for example, importers, salespeople, private consumers, farmers and operators of factories and other installations. In other words, the act provided for legal control throughout the entire life cycle of the chemical.

¹⁵ The recovery of the yellowhammer has been successful, while some other species – for example, the kestrel – have not fully recovered.

¹⁶ Prop. 1973:17, *Med förslag till lag om hälso- och miljöfarliga varor* (Government Bill), p. 96.

According to the preparatory work, one important precaution was to avoid a chemical if the same objective could be achieved by making use of a less hazardous alternative chemical, provided the costs of substituting the chemicals were not unreasonable. This requirement was generally called 'the principle of substitution'. It was closely linked to the precautionary approach: the obligation to avoid a chemical was based upon an assessment and comparison of risks related to this and the alternative chemical.

The 1973 act was substituted in 1985 with the similar the Act on Chemical Products. This framework act inherited the same precautionary approach¹⁷ and, after an amendment in 1990, included the principle of substitution in the legal text.¹⁸

The Swedish legislation on chemical control was probably one of the most progressive in Europe. DDT and PCB were banned early on and restrictions on the use of cadmium were far reaching.

2.4 Lack of a precautionary approach in many environmental acts

Besides the Environmental Protection Act and the two statutes on chemical control, a clear precautionary approach could not be traced in other statutes related to environmental protection and the management of natural resources. The 1964 Nature Conservancy Act did not explicitly advise how to act in a situation of uncertainty with regard to environmental impacts; neither did the 1983 Water Act (which applied to the construction of hydropower installations and other water operations), the 1991 Minerals Act and the 1987 Hunting Act, to take a few examples. In fact, not even the specific legislation related to nuclear safety and radiation control – for example, the 1988 Radiation Protection Act and the 1984 Nuclear Technology Activity Act – tackled this issue explicitly. One obvious reason for this difference in approach to risk consideration was the inconsistency in the environmental legal system before the Environmental Code. The acts were scattered. New legislation and amendments

¹⁷ Prop. 1984/1985:118, *Om kemikaliekontroll* (Government Bill), p. 40.

¹⁸ Section 5. The principle is analysed by Nilsson, A. (1997) *Att byta ut skadliga kemikalier. Substitutionsprincipen – en miljörättslig analys*, Nerenius & Santerus, Stockholm, p. 127 ff. See also Michanek, G. (1993) 'Substitutionsprincipen', *Miljörettslig tidskrift*, vol 2, p. 127.

to existing legislation were developed essentially within their own legal culture; the coordination with other environmental statutes was poor.

3 The environmental code precautionary principle

3.1 The Environmental Code: Objective and substantial environmental requirements

Legal coordination was obviously a prime purpose of the Environmental Code, adopted by parliament in 1998. Sixteen acts – for example, the Environmental Protection Act, the Chemical Products Act, the Nature Conservancy Act and the Water Act – were substituted by a legal framework, including 33 chapters. The overarching objective of the code is to promote ‘sustainable development’. For that purpose, the code, according to the legal text, ‘shall be applied’ so that certain ‘sub-objectives’ are met, including not only the protection of health and the environment against pollution or other nuisances, but also the preservation of biodiversity against different kinds of impacts (e.g. drainage) and, not least important from the sustainability perspective, the reuse and recycling of raw materials and energy in order to establish and maintain natural cycles.¹⁹

As a first step to implementing the objectives, the code provides a set of substantial environmental requirements, classified in the legal text as ‘general rules of consideration’ (*allmänna hänsynsregler*).²⁰ The chief provision – Chapter 3, section 2 – includes the precautionary principle (see below). It generally requires taking protective measures, complying with restrictions and taking any other precautions (including the use of best possible technology) that are necessary to prevent or hinder damage or detriment to human health or the environment.²¹ Besides the general obligation, or rather as specifications of it, Chapter 2 includes the requirements:²²

¹⁹ Environmental Code, Chapter 1, section 1.

²⁰ Environmental Code, Chapter 2.

²¹ Environmental Code, Chapter 2, section 3.

²² Environmental Code, Chapter 2, section 2 and 4 to 6.

- to ‘possess the knowledge that is necessary in view of the nature and scope of the activity or measure to protect human health and the environment against damage or detriment’;
- to select a site, where it is possible to achieve the purpose ‘with a minimum of damage or detriment to human health and the environment’;
- to ‘conserve raw materials and energy and reuse and recycle them wherever possible’; and
- to ‘avoid using or selling chemical products or biotechnical organisms that may involve risks to human health or the environment if products or organisms that are less dangerous can be used instead’ (the so-called ‘product choice requirement’, corresponding to the previous ‘substitution principle’).

As in the Environmental Protection Act, the main function of Chapter 2 is to mitigate environmental impacts and risks, with far-reaching requirements, if necessary, but not in the first place to prohibit activities. In fact, only very occasionally are activities prohibited, according to the so-called ‘stop provisions’.²³

The code includes a wide range of other environmental instruments that cannot be elaborated upon here – for example, provisions for managing land and water areas (essentially, national physical planning provisions); environmental impact assessments (EIAs); environmental quality standards; and specific chapters for permitting and controlling (within certain sectors, such as nature conservation) polluting activities and water operations, and for handling chemicals, genetically modified organisms and waste.²⁴ A great number of regulations and by-laws are subordinated to the code.

3.2 The precautionary principle

The precautionary principle in Chapter 2, section 3, of the Environmental Code is formulated as follows:

Persons who pursue an activity or take a measure, or intend to do so, shall carry out protective measures, comply with restrictions and take any other precautions that are necessary in order to prevent, hinder or combat damage

²³ Environmental Code, Chapter 2, section 9 and 10.

²⁴ See Michanek, G. and Zetterberg, C. (2004) *Den svenska miljörätten*, Iustus, Uppsala, pp. 97–414.

or detriment to human health or the environment as a result of the activity or measure. For the same reason, the best possible technology shall be used in connection with professional activities.

Such precautions shall be taken as soon as there is cause to assume that an activity or measure can cause damage or detriment to human health or the environment [this author's italics].

It is obvious that, in most respects, the precautionary principle adopted in the code inherited the precautionary approach developed in the preparatory works and case law related to the Environmental Protection Act, as described above. The code Government Bill refers to this act and emphasizes, again, that the burden or proof is placed on the 'operator'. This particular issue will never be subject to a balancing of interests.²⁵ It is also notable that the operator, in order to avoid requirements, must generally show not only that risks do not exist, but also that the activity complies with the legal requirements in all respects. It is, for example, not the licensing or supervising environmental authority which has to show that a certain requirement is reasonable; instead, it is up to the operator to prove that the requirement is unreasonable:

In connection with the consideration of matters relating to permissibility, permits, approvals and exemptions and of conditions other than those relating to compensation, and in connection with supervision pursuant to this code, persons who pursue an activity or take a measure, or intend to do so, shall show that the obligations arising out of this chapter have been complied with. This shall also apply to persons who have pursued activities that may have caused damage or detriment to the environment.²⁶

The shifting of the burden of proof does not automatically entail an obligation on behalf of the operator to carry out a far-reaching assessment of the risks at stake. As mentioned previously, the code is unclear on the issue of how strong the evidence must be which the operator must put forward – *the standard of evidence* – in order to be released from the obligation to take precautionary measures. It was stated in the code Government Bill that the operator's obligation must be reasonable. It can also be concluded from the bill that precautions are triggered at different

²⁵ Prop. 1997/1998:45 I, *Miljöbalk* (Government Bill, www.lagrummet.se), p. 210.

²⁶ Environmental Code, Chapter 2, section 1.

standards of evidence, depending on the type of activity in question.²⁷ So, the required standard of evidence must be determined individually, case by case. More legal certainty (ability to foresee the required standard) would be promoted if the courts would identify different *typical* risk situations where a certain standard applies. There is no sign of such an attempt so far.

The formulation 'cause to assume' means, probably, that there is an initial threshold for the environmental authorities, or private persons or groups, representing different environmental interests. Presumably, as before the code, an operator can never be obliged to assess a risk that is based merely on loose speculations.

The *scope of the precautionary principle* is wide. It applies as soon as there is cause to assume that the measure or activity may counteract 'the objectives of the code',²⁸ which are all covered by the term 'environment' in the legal text of Chapter 2. As mentioned above, the objectives of the Environmental Code are not only to protect health and the environment against pollution, but also, for example, to preserve biodiversity. This is important since the Nature Conservancy Act (before the establishment of the code) did not include an explicit precautionary approach. Furthermore, precautionary measures may be imposed to reduce the *risk* of inefficient use of natural resources and energy. The Code is in this respect more far-reaching than the previous Environmental Protection Act.

The scope is also wide from other perspectives. While the precautionary principle in the Rio Declaration applies to the risk of 'serious or irreversible damage', the Swedish principle already applies where there is cause to assume *any* form of damage or detriment to health or the environment. Furthermore, section 3 applies to all physical or legal persons who pursue an activity (with some continuity) or take a single measure that is not of 'negligible significance in the individual case'.²⁹ The principle does not exempt non-commercial activities.

There is, so far, no case according to the Environmental Code where the content of the precautionary principle has been analysed and specified. This is somewhat surprising: first, because the legal text now includes the principle explicitly; second, because uncertainty concerning impacts on the environment is a typical component of most cases; third,

²⁷ Prop. 1997/1998:45, *Miljöbalk I* (Government Bill, www.lagrummet.se), p. 210.

²⁸ Prop. 1997/1998:45 I, *Miljöbalk* (Government Bill, www.lagrummet.se), p. 210.

²⁹ Compare Environmental Code, Chapter 2, section 1.

because the principle is now related to quite different objectives than just pollution prevention; and, fourth, because the issue of required evidence standard degree of probability is a crucial, but at the same time very unclear issue when applying the principle.

In addition, the statements by the European Court of Justice (ECJ) concerning some aspects of the principle, discussed by de Sadeleer in Chapter 2 of this book,³⁰ are not reflected in Swedish case law. The Swedish courts cannot ignore the rulings of the ECJ since they, according to Article 10 EC, shall apply Swedish legislation in conformity with European Community (EC) law.³¹

None of the, so far, rather few cases in the Supreme Court relating to the Environmental Code refer to the principle. The Environmental Court of Appeal (*Miljööverdomstolen*), whose decisions have a significant guiding function as long as the Supreme Court is silent in the matter, has only very occasionally mentioned the principle. It is reflected in a few cases concerning permits to big installations (several paper mills and one chemical factory) where hundreds of different chemicals were used in the industrial processes. The court was not satisfied with the operator's argument that producers and importers are solely responsible for providing information on chemical products. The general obligation to possess knowledge (Chapter 2, section 2) applies to all activities where chemicals are handled. This standpoint is important: first, because the introduction of a new chemical into the market is normally not subject to a permit trial (only registration); and, second, because the ecosystems that are targeted for the emissions from the particular installation are specific.

The licences issued in these cases included a specific condition requiring the operator to investigate the risks related to chemicals used within the installation, in consultation with the supervising authority, for the purpose of substituting environmentally hazardous chemicals with less hazardous ones. This obligation was supplemented with a sanction:

It is, from the year 2006, prohibited to use in the production such chemical products for which there is lack of documented knowledge concerning the

³⁰ de Sadeleer, N. (2007) 'The Precautionary principle in EC health and environmental law', in de Sadeleer, N. (ed) *Implementing the Precautionary Principle*, Earthscan Publications, London.

³¹ See also the Government Bill related to the 1994 Act on the Swedish Accession to the European Union: Prop. 1994/1995:19, *Sveriges medlemskap i Europeiska unionen* (Government Bill, www.lagrummet.se), p. 488.

risk for detriments to the environment as a result of poor biodegradability, potential acute or chronic toxicity and bioaccumulation. The supervising authority may, in individual cases, decide upon exemption from the requirement on documented knowledge and upon prolongation of the period.³²

This permit condition was based upon three provisions in Chapter 2: the product choice requirement ('substitution principle'), the requirement to possess knowledge about the activity and its risks, and the precautionary principle.³³ The cases reflect an important connection between the provisions: already the risk for damage triggers an obligation to investigate the characteristics of chemicals. The provided knowledge will facilitate an exclusion of hazardous chemicals, in line with the product choice requirement. Consequently, if the operator, after a certain period of time, fails to provide information on the characteristics, no matter how hard he or she tries, the use of the product is prohibited. In other words, the remaining uncertainty strikes against the operator. This construction presupposes that there is, at least, 'cause to assume' that a chemical is hazardous.

One of the cases from the Environmental Court of Appeal was appealed to the Supreme Court, which in a verdict in May 2006 (Högsta domstolen, dom 19 May 2006 i mål T 2303-05) did not approve the sanction quoted above as it breached the principle of legal certainty. I will return to this issue.

We turn, finally, to the question of risk consideration when the so-called 'stop provisions' (rules relating to prohibitions) are applied. The precautionary principle in Chapter 2, section 3, is explicitly linked only to the obligation to take precautionary measures. Nevertheless, as previously stated in the Environmental Protection Act, the 'stop provision' in Chapter 2, section 9, prohibits an activity or measure if it is '*likely to cause significant damage or detriment to human health or the environment, even if protective measures and other precautions are taken as required by this code*' (this author's italics).³⁴ It is in this connection clear that the operator must prove that the risk does not exist.³⁵ However, as I will

³² Environmental Court of Appeal 30 June 2004 in case M 10499-02. See also, for example, Environmental Court of Appeal 12 May 2005 in case M 3225-04 and 30 March 2005 in case M 9408-03.

³³ Environmental Code, Chapter 2, sections 6, 2 and 3.

³⁴ Environmental Code, Chapter 2, section 9.

³⁵ Compare Environmental Code, Chapter 2, section 1.

explain in the following, risks can be accepted if they are outbalanced by opposite interests.

3.3 The precautionary principle and contra-productive elements in the law

To understand the significance of the precautionary principle in relation what actually is required in terms of risk management, the principle has to be placed within a wider legal context, including:

- weighing environmental interests against opposite private and public interests;
- the principles of legal certainty and legality; and
- competing environmental interests.

Weighing environmental risks against opposite interests

The Environmental Code demands weighing environmental interests against costs and other interests when deciding upon the obligation to take precautionary measures. There is a general obligation to take the best possible precautions ('best possible technique'), which is normally a far reaching requirement for new activities. This is the legal 'standard' normally applied. However, a lower requirement will apply provided that the operator can prove that the standard requirement is 'unreasonable' in the individual case.³⁶ This is where the weighing of interests comes in and the chief question is if the costs related to precautionary measures are proportional to the expected results from an environmental point of view. It is fair to say that it is rather unusual that the courts lower the requirements on precautionary measures below the standard 'best possible technique', let alone that different standards applies to new, compared to existing, activities within the same branch. If environmental quality standards may be exceeded, the standard requirement will always apply.

³⁶ Environmental Code, Chapter 2, sections 3 and 7. These issues are developed in, for example, Westerlund, S. (1999) 'Delkommentarer till miljöbalken', *Miljörättslig tidskrift*, vol 2–3, pp. 343–395; Bengtsson, B. (2001) *Miljöbalkens återverkningar*, Norstedts, Stockholm; Michanek, G. (2002) 'Att väga säkert och vikten av att säkra', in Basse, E. M., Hollo, E. and Michanek, G. (eds) *Fågelperspektiv på rättsordningen, Vänbok till Staffan Westerlund*, Iustus, Uppsala, pp. 69–91; and Michanek, G. and Zetterberg, C. (2004) *Den svenska miljörätten*, Iustus, Uppsala, pp. 134–137.

Weighing of interests is also an essential component of the 'stop provisions'. Although observing a risk of 'significant damage or detriment to human health or the environment', the measure or activity is still allowed if 'special reasons' are at hand. According to the Government Bill, it must be proved that the 'advantages ... from a public and private point of view clearly outweigh the damage'. The power to decide is here directly (without appeal) transferred from the court (or administrative authority) to the government – in other words, to the highest political level.

The 'stop provisions' also include a second test level, to be applied if the risks are deemed to be extraordinary. So, although the government may find that 'special reasons' are at hand, the 'activity or measure cannot be undertaken if it is *liable* to lead to significant deterioration of the living conditions of a large number of people or substantial detriment to the environment' (this author's italics). However, the government is again vested with the power to grant an exemption if the 'activity or measure is of particular importance for reasons of public interest', such as job opportunities.³⁷

As we can see, the construction is basically the same as previously in the Environmental Protection Act. The code contains no absolute safeguard in Chapter 2 against even possible severe damages to the environment. There are several cases according to the Environmental Protection Act where activities were approved by the government, although such risks were identified. They were accepted because the opposing public interests were considered heavier.³⁸

In one respect, legal protection was strengthened in the code. The government may not allow an activity or a measure if it is '*likely* to be detrimental to the state of *public health*' (this author's italics).³⁹ No balancing of interests is allowed when such health risks are at hand. However, this absolute legal protection does not apply if only a few persons may become seriously ill or even die; the expression 'detrimental to the state of public health' refers to a situation where people in the neighbourhood 'more commonly may be damaged by pollution or similar nuisances'.⁴⁰

³⁷ Environmental Code, Chapter 2, section 10.

³⁸ One example – the case of Rönnskärsverken – is mentioned earlier in the section on 'Environmental Protection Act 1969: Expanded and clarified precautionary approach'.

³⁹ Environmental Code, Chapter 2, section 10.

⁴⁰ Prop. 1997/1998:45 II, *Miljöbalk* (Government Bill, www.lagrummet.se) p. 28.

To conclude, while precautionary measures often are set to achieve a high level of protection according to standard 'best possible technique', occasionally situations arise where there is a risk for severe damage to human health or the environment – especially in connection with permitting existing, often old, industrial installations. With the exception just mentioned, Chapter 2 does not include an environmental 'hard core' element, providing absolute protection of, for example, biodiversity.⁴¹ Not even exceeded environmental quality standards guarantee such a protection in Sweden if the permit case concerns the question of increasing the emissions from existing installations.⁴²

Legality and legal certainty

As already explained, the Swedish precautionary principle includes two connected ingredients:

1. the obligation to take precautions in cases where the risk of damage or detriment occurs; and
2. the burden of proof placed upon the person who operates a factory, uses a chemical product, cultivates genetically modified crops, etc. (the 'operator').

However, in the wider legal context, the general principles of legality and legal certainty must be taken into account. These principles aim to protect the operator against arbitrary intrusion by public authorities. More precisely, the operator should be able to foresee legal requirements, as well as possible reactions from authorities supported by the requirements (legal certainty). That interest is supported if the requirements are clear, precise and follow directly from the legal text (legality).

Obviously, there is a fundamental conflict between the precautionary principle and the principles of legal certainty with regard to managing uncertainties. While the precautionary principle is based on the idea that remaining uncertainties fall upon the operator, the principles of legal certainty and legality will not trigger requirements on precautions unless the

⁴¹ Compare de Sadeleer, N. (2002) *Environmental Principles: From Political Slogans to Legal Rules*, Oxford University Press, Oxford, p. 372.

⁴² Chapter 16, section 5, prevents further pollution if there is risk of exceeding environmental quality standards in an area; but the section applies only to 'new' activities.

environmental authority has provided full, or close to full, evidence that damage will occur.⁴³

One example of cases that now and then reach the courts, and where the principle of legal certainty prevails, relates to the obligation to possess knowledge about the activity and its risks.⁴⁴ As indicated above, this obligation is linked to the precautionary principle. It is common in practice that authorities need to require precautions in order to counteract possible damages to the environment. Since they are not well informed about the specifics of the activity, they serve an order requiring the operator to suggest possible precautions. The courts generally reject such requirements as they are not precise enough to comply with the principle of legal certainty.⁴⁵

The above-mentioned Supreme Court case (Högsta domstolen, dom 19 May 2006 i mål T 2303–05) is a clear example of how precaution loses out against legal certainty. The court assessed a permit condition for a industry, which ‘prohibited to use in the production such chemical products for which there is lack of documented knowledge’ of certain risks for the environment. The Court stressed first (without explicitly referring to the precautionary principle) that:

the condition has an important purpose, which is well in line with the objectives of the Environmental Code. An operator must obviously ensure that he possesses the necessary knowledge of such chemicals that may be dangerous to health or the environment when being used in the activity.

The court nevertheless disapproved the permit condition as it did not comply with the principle of legal certainty. As criminal sanctions are applied when permit conditions are breached, the operator must be able to foresee when a condition is fulfilled or not. The expression ‘documented knowledge’ was too unclear according to the court. It rejected the case to the Environmental Court of Appeal, which now has to clarify the condition. This very difficult task has not yet been conducted (October 2006).

⁴³ Nilsson, A. (1997) *Att byta ut skadliga kemikalier. Substitutionsprincipen – en miljö-rättslig analys*, Nerenius & Santerus, Stockholm, p. 419.

⁴⁴ Environmental Code, Chapter 2, section 3.

⁴⁵ See, for example, Environmental Court of Appeal 12 November 2004 in cases M 2824-04 and M 8011-03.

As in Finland and Denmark,⁴⁶ it has been observed in the Swedish legal research that the precautionary principle is sometimes set aside when in conflict with the principles of legal certainty and legality.⁴⁷ It is in this context important to observe that the principle of legality is protected by the Swedish Constitution and the European Convention of Human Rights.⁴⁸ Although the principle in these provisions explicitly relates to the application of criminal law, the principle is presumably strengthened generally. It is also likely that the constitutional protection of private property in Sweden, strengthened some years ago, indirectly improves the status of the principles of legality and legal certainty. Finally, many of the court judges are not educated in environmental law, which in most law educations in Sweden is not a compulsory course. Lack of insight into the precautionary principle in combination with a relatively profound knowledge of, and reliance on, the principles of legal certainty and legality could partly explain the rather conservative attitude in the choice between the contradicting principles, but also the fact that the precautionary principle is only very rarely mentioned by the courts.

Competing environmental interests

As already said, the Environmental Code aims to prevent not only the risk of pollution and other impacts, but also the efficient management of natural resources and energy (including recycling and making use of renewable resources). These *environmental objectives sometimes compete*. A good example of such conflicts are the legal trials of new wind power installations in Sweden, where aesthetic aspects, in particular, but also noise emissions and 'shadowing' of communities, frequently hinder installation in areas where the wind conditions are optimal. These cases reflect a conflict between the 'classical' risk for local impacts (the neighbour law

⁴⁶ See Hollo, E. (2007) 'Finland', in de Sadeleer, N. (ed) *Implementing the Precautionary Principle*, Earthscan, London, and Basse, E. M. (2007) 'Denmark', in de Sadeleer, N. (ed) *Implementing the Precautionary Principle*, Earthscan, London.

⁴⁷ Nilsson, A. (2002a) *Rättssäkerhet och miljöbänsyn: en diskussion belyst av JO:s praxis i miljöärenden*, Santérus, Stockholm.

⁴⁸ Constitution (*Regeringsformen*), Chapter 1, section 10. See also the 1994 Act on the European Convention on Human Rights, Chapter 1, section 1. The convention is incorporated through a specific Swedish act and is therefore applied as Swedish law.

aspect) and the implementation of a national and global climate policy in favour of future generations (the sustainability aspect).⁴⁹

3.4 The precautionary principle in the entire environmental legal system

As already explained, a precautionary approach was historically rooted in the legislation related to controlling pollution (except radiation) and chemicals, but not in legislation concerning, for example, nature conservation and the management of natural resources. This situation was significantly changed by the Environmental Code: the general rules of consideration in Chapter 2, including the precautionary principle in section 3, apply to all aspects of environmental protection and to the use of natural resources and energy.

Nevertheless, it is not clear that the precautionary applies in all situations that are covered by the code. The sectoral chapters include some specific substantial environmental requirements that are additional to the general rules of consideration. For instance, a licence for a water activity (such as construction of a hydropower dam) can be issued only 'if the benefits with regard to public and private interests are greater than the costs and damage associated with them'.⁵⁰ Does this provision already include risks of damage to the environment? If so, who has the burden or proof with regard to the existence of possible damages? This is not clarified in the legal text or in the preparatory works.

Furthermore, an essential task for the government and the environmental authorities is to issue regulations and by-laws based upon provisions in the sectoral chapters in order to implement the objectives of the code. There is no *explicit* obligation to comply with the precautionary principle in Chapter 2, section 3, when such regulations and by-laws are issued – for example, restrictions under Chapter 14 concerning the use of chemical products. Neither do the specific empowering provisions in the sectoral chapters refer to the principle.

⁴⁹ Söderholm, P., Ek, K. and Pettersson, M. (2007) 'Wind power development in Sweden: Global policies and local obstacles', *Renewable and Sustainable Energy Reviews* vol 11, pp. 365–400; and Nilsson, A. (2002b) 'Man skall vara försiktig', in Basse, E. M., Hollo, E. and Michanek, G. (eds) *Fågelperspektiv på rättsordningen, Vänbok till Staffan Westerlund*, Iustus, Uppsala, p. 420.

⁵⁰ Environmental Code, Chapter 11, section 6.

It is possible that the precautionary principle is applied in practice, consciously or not, when the additional substantial requirements in the sectoral chapters are applied and when subordinated legislation is issued, especially in the fields of pollution and chemical control due to the traditional application of a precautionary approach there. With a legal systematic interpretation of the code, one may also argue that Chapter 2 constitutes the 'root' of requirements, clearly reflecting the objectives of the code in Chapter 1, and therefore must be applied throughout all 'implementation branches' (sectoral chapters and subordinated legislation) of the code tree. This argument is reasonable when 'branch provisions' concern precautionary measures; but it is more far fetched with regard to rules formulated as prohibitions since the precautionary principle in Chapter 2, section 3, applies explicitly only to precautionary measures. Nevertheless, the environmental code has to be criticized for not providing a *clear* legal text indicating a general application of the precautionary principle throughout the entire system of provisions.

Furthermore, despite the coordination achieved by the code, there are still numerous other acts and regulations that are significant for the protection of human health or the environment. Some of those – for example, the 1971 Roads Act – specifically require that Chapter 2 of the Environmental Code is applied and, therefore, also the precautionary principle. However, there is also legislation that does not link the procedures to Chapter 2 of the code and, thus, exclude the application of the precautionary principle. The most important example is physical planning of land and water areas according to the 1987 Plan and Building Act.

The scope of the Swedish precautionary principle is connected to the member states' obligation to comply with EC law. A precautionary principle is sometimes reflected in a specific directive, which then has to be transposed in the member states. This is the case with the detailed obligations to carry out investigations before a deliberate release of genetically modified organisms is conducted.⁵¹ However, member states should be obliged to implement the precautionary principle, generally, as well as in situations where there is no specific directive, including the prin-

⁵¹ The Swedish Regulation 2002 on Release into the Environment of Genetically Modified Organisms, sections 6 to 7 and Annex 1. See also the Swedish Board of Fisheries Regulation 2001 on Genetically Modified Water Organisms. Compare Directive 2001/18/EC of the European Parliament and of the Council of 12 March 2001 on the deliberate release into the environment of genetically modified organisms. The precautionary principle is included in the preamble.

ciple. Article 6 EC requires environmental protection requirements to be integrated within the implementation of Community policies. The precautionary principle is an essential component of these requirements, emphasized in Article 174(2) EC and observed in several ECJ decisions. Thus, it is also, from the EC law perspective, necessary to review the entire Swedish environmental legislation in order to ensure a full application of the precautionary principle.

4 Conclusions

The Swedish precautionary principle in Chapter 2, section 3, of the Environmental Code is clearly inherited from a preceding precautionary approach, established in the 1941 amendments of the Water Act, but more clearly expressed in the 1969 Environmental Protection Act.

The precautionary principle impinges on risk assessment and, subsequently, on risk management. A risk, based not merely on loose speculations, falls upon the operator, who has to assess the risk more closely in order to be able to prove to some – not clearly defined – degree of probability that a damage or detriment will not occur. If the operator fails, he or she is, in principle, obliged to take precautionary measures or, very occasionally, is denied initiating or operating the risky activity. However, risk management is to be seen as a *separate phase* of the legal consideration where weighing of interests shall be conducted. Costs for the operator, need for employment, demand for energy and similar interests may outweigh the risks and lead to environmentally insufficient precautions, or even to the acceptance of an activity causing considerable risk of serious damage to the environment. Furthermore, the principles of legal certainty and legality are sometimes applied in contravention of the precautionary principle.

The Swedish Supreme Court has not referred to the precautionary principle. The principle is mentioned in some judgments of the Environmental Court of Appeal, but there are no guiding arguments related to the essence of the principle. This leaves us with considerable uncertainty regarding several aspects of the principle, not least the crucial question of what degree of probability of non-damage it takes for an operator to be released from the obligation to take precautionary measures.

One cannot say that the essence of the Environmental Code's precautionary principle differs significantly from the precautionary approach developed in the 1969 Environmental Protection Act, except in one in-

teresting respect. The Swedish principle applies in relation to all different objectives in Chapter 1, section 1, of the Environmental Code, including not only risk for pollution and similar nuisances, but also nature conservation and efficient management of natural resources and energy. This broad scope may be regarded as an advantage from an environmental point of view; but it complicates the decision-making when different environmental objectives compete.

Although the precautionary principle is relevant in many different situations, there are situations covered by the code where it is unclear if the principle applies or not. There is also legislation besides the Environmental Code that is not connected to any precautionary principle. As a result, the precautionary principle does not explicitly govern all decisions that are important from an environmental point of view. This situation is not acceptable from an EC law perspective. Thus, to comply with Article 6 EC, Sweden must closely review the legislation to ensure that the principle is applied not only in relation to the entire Environmental Code system, including subordinated regulations and by-laws, but also when environmental aspects are considered according to other legislation outside of the code family.

Jan Darpö

The Commission: a sheep in wolf's clothing?*

On infringement proceedings as a legal device for the
enforcement of EU law on the environment, using
Swedish wolf management as an example

This article centres on the effectiveness of Article 258 TFEU proceedings for the enforcement of EU environmental law. Employing as an example the case between the Commission and Sweden on the licensed hunting of wolves – a species enjoying strict protection in accordance with the Habitats Directive – the pros and cons will be discussed of infringement proceedings for the enforcement of the common responsibilities in the environmental area. While these proceedings can be effective in situations where they are used, they suffer unpredictability and a lack of consistency owing to political balancing within the Commission. Furthermore, lack of transparency in communication between the Commission and the governments of the Member States prevent public scrutiny of the system, which contributes to alienation of the EU from the public. Finally, on areas of environmental law – which are highly dependent upon scientific expert knowledge and thus dominated by ‘soft guidelines’ – infringement proceedings are an important complement to references from national courts to CJEU for preliminary rulings on controversial issues in order to avoid ‘circular decision-making’.

Thus, the Swedish wolf issue can serve as a background for a more general discussion on infringement proceedings as an effective means for the enforcement of environmental law within the Union.

* Journal of European Environmental and Planning Law (Brill/Nijhoff) 2016 p. 270.

1. Introduction

The protection of wolves is certainly not the most crucial environmental issue in the Union. The controversies surrounding this area of law, however, are of considerable interest given the impact between EU environmental law and national law in a more general context. There are two reasons for this: first, the competence of the Union in regulating nature conservation and species protection is still questioned in many regions, reflecting a resistance towards ‘bureaucrats from Brussels’ intervening in the ‘way-of-life’ of rural areas. Such conflict carries with it a city against countryside – or centre against periphery – aspect, which ought not to be underestimated. Second, this is an area of law where traditionally in many Member States the administration is assigned to represent ‘common interests’, excluding outsiders from having a say in any decision-making. Thus the introduction of the means to allow the public to challenge in court such administrative decisions is fairly recent.

On such an area of law the challenges in implementing Union law into national law are particularly problematic. Here, as elsewhere, the possibility open to the Commission to bring infringement proceedings represents an important means of accomplishing common responsibilities. But, as is shown in the Swedish wolf case, this instrument is highly political and therefore dependent upon other priorities than enforcement of EU law. This is also one of the main reasons why it is crucial to strengthen the means through which the public concerned is able to challenge decision-making in national courts, thus allowing for the CJEU, by way of preliminary rulings, to have the final say on such matters. In fact, the importance of Article 267 proceedings needs to be emphasised in times where the Commission seems to be stepping down from its enforcement responsibilities in environmental matters.

In this article the controversy is described surrounding wolves in Scandinavia together with Swedish wolf management and infringement proceedings from the Commission, beginning in late 2010. As of now, the Swedish government is in open defiance of the Commission and proceeds with a licensed hunt that both the Commission and the Swedish courts consider a breach of EU law. Despite this open contempt for the rule of law the Commission has failed to act. This has resulted in a major loss of trust capital in a political area with great importance – not only for environmental law in Europe, but also for the relationship between the Union and Member States on a more general level. In light of this story,

the pros and cons of infringement proceedings will be discussed, as well as the importance of requests for preliminary rulings from the national courts on controversial areas of European environmental law.

2. Wolves in Scandinavia

Owing to intensive persecution on the part of farmers and landowners, the wolf population in the late 1960s became functionally extinct in the Scandinavian peninsula. However, since hunting was banned in 1964 there has been a revival. This recovery started slowly. From three wolves in the early 1980s, numbers grew to six some 20 years later. By the start of the new millennium growth had become stronger, with numbers increasing to nearly 50 in 2004 and to more than 200 by 2010. The population peaked at around 415 in Sweden (winter count 2014/15), but has currently gone down to about 340 (2015/16). This figure, however, does not take account of natural deaths, poaching, licensed hunting or protective hunting during the survey period. Packs have been established in several territories, most of them in central Sweden. Apart from last year, the yearly population increase has been around 15 per cent. The wolf population has also been spreading towards the eastern and southern parts of the country. However, the genetic base for the population is extremely small and inbreeding coefficients high. The present population results from a natural recolonization of no more than five wolves from the neighbouring Finnish/Russian population in Karelia. It was not until about ten years ago that newcomers from the east succeeded in passing the reindeer herding areas in Finland and Sweden and began contributing genetically to the population. A successful translocation of a wolf pair to the southern part of Sweden was additionally undertaken in 2013. As of now, this pair has not succeeded in spreading their genes into the Swedish-Norwegian wolf population and no further wolves have managed to reproduce with the Scandinavian wolf population until this spring, when an eastern male successfully bred with a Scandinavian wolf. Though a number cross the border to Sweden and Norway each year, few survive the passage through the reindeer husbandry area. Thus, it is commonly understood that the main problem for the Scandinavian wolf population is not numbers but poor genetic status.

In Sweden the wolf issue is intensely controversial. Wolf establishment is widely regarded to be incompatible with Sami reindeer herding in northern parts of the country. There is also a conflict with sheep farming,

though this can be successfully resolved in many instances with electric fences and by other proactive measures. However, the main objection to the rehabilitation of the wolf population comes from hunters and their organisations, mainly because wolf predation on dogs makes hunting difficult and risky. Hunters also consider wolves to be competitors for game species, such as deer and elk. Some hunters, and non-hunters, also express fears for their personal safety from direct wolf attack or from zoonosis transmission. The wolf issue also takes on a clear dimension of conflict between urban and rural, centre and periphery – ‘us and them’ – elevating it to the symbolic. It is also highly political. Resistance to wolf recovery is strong and poaching is regarded as widespread. In fact, almost 20 per cent of wolf mortality is estimated to result from illegal hunting and accidents.

To summarize: nearly extirpated by the mid-20th century, Sweden’s wolf population currently numbers between 300 and 400 animals. This population nevertheless remains fragile: all individuals are descended from only five ancestors and consequently suffer from genetic problems related to inbreeding. The species is red listed (‘vulnerable’) in Sweden pursuant to IUCN guidelines and it is debatable whether or not it enjoys favourable conservation status (FCS) according to EU law. However, as in many European countries with recovering wolf populations, protection for wolves is opposed by some as fervently as it is supported by others.

3. The Swedish wolf management system

3.1 The legal framework

Sweden is party to the Bern Convention on the Conservation of European Wildlife, as is the EU.¹ The Bern Convention is implemented in the EU through the Habitats Directive.² Both prohibit the killing of strictly protected species except in certain circumstances where specified criteria are met. The Habitats Directive protects biodiversity by directing Member States to take measures to “maintain or restore, at favourable conservation status, natural habitats and species of wild fauna and

¹ Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, CETS 104 (19 Sept. 1979).

² Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (1992L0043).

flora of Community interest”.³ Member states are also required to ban the deliberate capture or killing of those species deemed in need of strict protection, such as wolves.⁴ Exceptions may be made for one of five enumerated reasons, and only where there is “no satisfactory alternative” and “derogation is not detrimental to the maintenance of the populations of the species concerned at a favourable conservation status in their natural range”.⁵ The two listed reasons most commonly used as justification for culling wolves are (b) the prevention of serious damage and (e) *to allow, under strictly supervised conditions, on a selective basis and to a limited extent, the taking and keeping of certain specimens by the competent national authorities.*

3.2 Decisions on licensed hunting 2009–2010 and 2013–2014

As with any social controversy the wolf debate has been illuminated and discussed in Sweden in the media, in commission reports, government investigations, and research articles.

Today's wolf policy began with the assignment of a commission to investigate the matter in 2006. In its report the commission proposed ‘management hunting’ of the species. The proposal was largely accepted by the government and new legislation was enacted in autumn 2009. The cornerstone of the new wolf policy was a cap on total population in Sweden to not more than 210 specimens and at least 20 litters born per year over the coming three years. This level was to be maintained through protective hunting and licensed hunting. Furthermore, the policy mandated the introduction of up to 20 wolves from Finnish/Russian Karelia in order to strengthen the population's genetic diversity. It also confirmed the position that in principle no wolves should be allowed within the all-year-round reindeer herding regions of northern Sweden.

Within the framework of the parliamentary decision the new policy was managed by the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). The idea was that each year the authority would decide on the ‘licensed hunting’ of a certain number of wolves in different regions. The hunt was allowed under Article 16.1.e, as implemented in Swedish hunting

³ Article 2 of the Habitats Directive.

⁴ Article 12 and Annex 4 of the Habitats Directive.

⁵ Article 16.1 of the Habitats Directive.

law. SEPA authorized hunting seasons both in early 2010 and again in early 2011 with a bag limit of 27 and 20 wolves respectively. Several environmental non-governmental organisations (ENGOS) appealed those decisions but were dismissed because the organisations were found not to have standing under Swedish law. The European Commission also objected, initiating an infringement proceeding against Sweden in January 2011 on the grounds that the licensed hunting was neither sufficiently selective nor limited. Faced with a Reasoned Opinion during the summer of 2011,⁶ the government – as the saying goes – ‘made a poodle’.⁷ Without actually abandoning any of its standpoints on the legal issues, it now declared that the set limit of 210 wolves in the country was no longer in force and that there would be no ordinary decision on licensed hunting for 2012.

However, political pressure from farming and hunting organisations increased and despite the Commission’s warnings, SEPA decided to allow a hunting season in early 2013 with a bag limit of 16 wolves. But in the meantime, CJEU’s case law on standing for the public concerned in environmental matters had begun to influence the jurisprudence of the Swedish administrative courts concerning hunting decisions. In the *Slovak Brown Bear* case (2011), the CJEU ruled that national courts must, *to the extent possible*, interpret national procedural rules in such ways *so as to enable* ENGO standing to appeal national implementation of EU environmental laws, in particular the Habitats Directive.⁸ The final confirmation that these organizations are bearers of EU law on the environment came in *Trianel* (2011) where the court stated that the “*rights capable of being impaired*”, *which the [ENGOS] are supposed to enjoy must necessarily include the rules of national law implementing EU environmental law and those rules of EU environmental law having direct effect*.⁹

Accordingly, in summer 2012, Sweden’s Supreme Administrative Court (HFD) confirmed that the national standing laws must be interpreted to allow public interest lawsuits that challenged administrative decisions made under hunting legislation if the same criteria for ENGO

⁶ Reasoned Opinion about the wolf hunt, European Commission 2011-06-17, case No 2010/4200, see www.jandarpö.se/Övrigt material – however, only available in Swedish.

⁷ In Swedish the expression means to ‘roll over’ or ‘cave in’.

⁸ C-240/09 *Slovak Brown Bear* (2011), para 51. Summaries of these CJEU cases are available on the website of the Task Force on access to justice under the Aarhus Convention; <http://www.unece.org/env/pp/tfaj/jurisprudenceplatform.html>.

⁹ C-115/09 (2011), para 48.

standing to appeal decisions made under Environmental Code were met: the association must have nature or environmental protection as its primary purpose, as well as being non-profit, have at least 100 members or otherwise be able to show that it had “support from the public”, and had been active in Sweden for at least three years.¹⁰ Thus, when SEPA decided to allow licensed hunting in 2013, the ENGOs were able to appeal. The administrative court of appeals granted an injunction and later ruled that – as the Commission had earlier argued in its Reasoned Opinion – the hunt was neither sufficiently selective nor limited enough to meet the requirements of the Habitats Directive’s narrow derogation allowances of Article 16.1(e).

In the month following the administrative court’s decision, June 2013, a letter from a number of researchers at Skandulv – the Scandinavian wolf research project – claimed that the Scandinavian wolf population had reached FCS. This conclusion was based on the claim that the number of wolves was estimated to have reached 300 in Sweden and 30 in Norway and that their genetic status had been improved by the successful relocation of one pair of wolves from the north of Sweden to the central part of the country. The government concluded that FCS had indeed been reached and that a favourable reference population value (FRP) for the wolf should be set between 170 and 270. SEPA exercised its discretion to set the FRP within that range, choosing the maximum of 270 wolves, which was reported to the Commission at the end of the year in accordance with Article 17 of the Habitats Directive.¹¹ SEPA thereafter authorized a hunting season with a bag limit of 30 wolves to begin in February 2014. This hunt was to be “limited and controlled” and targeted at reducing the wolf population in those counties that had the most wolves. According to SEPA, the licensed hunting season would contribute to the general public’s increased tolerance for wolves and other carnivores, thus benefiting the affected species. Environmental organizations balked at this explanation and once again appealed the hunting decision. The administrative court granted an injunction, effectively putting an end to the 2014 hunting season before it began.

¹⁰ The *Kynna wolf case*; a summary is available on the website of the Task Force on access to justice under the Aarhus Convention; <http://www.unece.org/env/pp/tfaj/jurisprudenceplatform.html>.

¹¹ One year earlier, in autumn 2012, SEPA reported 380 animals as FRP to the Commission, to which the Minister of the Environment, Lena Ek, immediately responded in the media that 180 was sufficient.

Its judgement came at the end of the year, confirming that the hunt was in breach of the Habitats Directive. The court did not agree with SEPA that the directive allowed for measures aiming at “lowering the density of the wolf population”, but accepted the aim to “reduce the socio-economic consequences” of the existence of wolves. However, it did not find that the licensed hunt was a useful means of obtaining such an effect, nor did it find any good reasons as to why the chosen wolf territories were suitable for that purpose. In addition, the court argued that a hunting bag limit of 30 animals could not be regarded as “a limited number”. Accordingly, SEPA’s decision was found to be disproportionate in relation to its stated aim and was quashed.

3.3 The 2015 licensed hunting season

Not surprisingly, farming and hunting organizations opposed the courts’ new ability to halt via injunction and annul hunting decisions that did not comply with EU law, decrying the court’s actions as a “circus” and a “threat to democracy”. More surprisingly, the government – with support from a majority in Parliament – also reacted against ENGO standing with a proposal that made hunting decisions non-appealable in court. This proposal would move decision-making authority from SEPA to the regional County Administrative Boards (CABs). Under Swedish hunting law, decisions made by counties are appealable only to SEPA, but no further, whereas decisions originally made by SEPA can be appealed to the administrative courts. In response, the Commission opened a second infringement proceeding against Sweden in July 2014, arguing that a system where hunting decisions could not be appealed in court contravened both the Aarhus Convention and the principle of useful effect (*effet utile*) with regard to the Habitats Directive.¹²

The Swedish government nevertheless decided to go ahead with its plan to delegate responsibility for hunting decisions to the CABs. In October 2014 SEPA released its new national management plan for wolves for 2014-2019. This plan divided Sweden into three administrative districts. Within the central administrative district, which hosts most of Sweden’s wolves, hunting decisions would be made by the CABs. Each

¹² Letter of Formal Notice on judicial review of hunting decisions, European Commission 2014-07-01, case No 2014/2178.

county would decide how many wolves could be killed, so long as the decision complied with the Swedish hunting regulation.

Three CABs approved licensed hunting seasons to begin in early 2015 and allowed for a total bag limit of 44 wolves. As required by the hunting regulation they enumerated justifications for their decisions, which included protecting livestock and elk and enabling the Swedish tradition of using off-leash hunting dogs. They also noted the potential for improving the public attitude towards wolves themselves, as SEPA had previously argued. The CABs further asserted that hunting was the most appropriate solution because moving wolves from human inhabited areas would be prohibitively expensive. The decisions were appealed by the ENGOs to SEPA. As the decisions complied with the national wolf plan, SEPA affirmed them. Despite the ban on appeals the ENGOs challenged SEPA's decisions at the administrative court. The administrative court imposed injunctions in respect of the decisions because it found it doubtful that the ban was in harmony with EU law. However, the administrative court of appeal accepted the ban on judicial review of hunting decisions on the grounds that "there does not exist any EU law principle that goes beyond what is granted the public concerned according to the Aarhus Convention". This decision was in turn appealed by the ENGOs to the Supreme Administrative Court (HFD), which granted leave to appeal. However, the court did not halt the hunt and by the end of January a total of 42 wolves were shot in the three counties. This was significantly more than in any prior year. Interestingly, when the licensed hunt was decided for 2015, the Commission did not progress with its legal action.

Spurred on by this, the government allowed the CABs to decide that another hunt should take place in early 2016, now comprising more than 10 per cent of the population. It should also be noted that these decisions were taken after a renewed Reasoned Opinion from the Commission¹³ and in the midst of tough negotiations with DG Environment during the autumn that were held – at least according to the ENGO community – under threats of a lawsuit to the CJEU. Despite these factors the Commission again failed to react. However, soon afterwards the HFD disqualified the ban on appeals from the CABs to court. When the hunting decisions were subsequently appealed to the administrative court the hunt was stopped in two out of three regions. As this was a landmark case

¹³ Supplemented Reasoned Opinion on the wolf hunt, European Commission 2015-06-19, case No 2010/4200.

on the relationship between the Aarhus Convention and the principle of legal protection in EU law, as well as on the effective implementation of EU environmental law in Member States, the opportunity will be taken to present a more detailed summary of HFD reasoning.

3.4 The HFD's judgement on the appeals ban

To begin with, the HFD stated that the relevant provision in Article 12 of the Habitats Directive was unconditional and clear, requiring strict protection of the wolf. The case-law of the CJEU has created general principles of law, among them that of legal protection.¹⁴ To a certain extent these principles are today expressed in the Treaty of the European Union (Articles 4(3) and 19(1) para 2) and the Charter of Fundamental Rights of EU (Article 47). The court furthermore stated that according to established case-law of the CJEU concerning Article 288 TFEU, clear provisions in directives create "rights" that enjoy legal protection.¹⁵

HFD thereafter pointed to the fact that the CJEU has several times answered questions concerning what kinds of national procedural provisions are required to meet the obligations of the Habitats Directive, one such case being *The Slovak Brown Bear*. In this case, the CJEU referred to the principles of equivalence and effectiveness and concluded by stating the *so as to enable* formula, described above.

After that the HFD pointed to the fact that *The Slovak Brown Bear* concerned the interpretation of national procedural law, not a situation where there was an express appeals ban. However, the demands expressed in that case on how to interpret national law derive from the principle of useful effect (*effet utile*) of Union law. This principle not only requires Member States' courts to interpret national law in a manner faithful to EU law, but also implies that they must disregard those national procedural rules that are in conflict with clear provisions of EU law.¹⁶ Moreover, the HFD referred to the *Waddenzee* case where the CJEU stated "it would be incompatible with the binding effect attributed to a directive (...) to exclude, in principle, the possibility that the obligation which it

¹⁴ With reference to C-97/91 *Borelli*, paras 13–14 and C-562/12 *Lihaveis MTÜ*, paras 75.

¹⁵ With reference to C-41/74 *van Duyn*, paras 12–13.

¹⁶ With reference to C-106/77 *Simmenthal*, para 22, C-213/89 *Factortame*, para 20 and C-263/08 *Djurgården- Lilla Värtan*, para 45.

imposes may be relied on by those concerned". The CJEU furthermore stated in this case that (particularly where a directive provision imposed on Member States the obligation to pursue a particular course of conduct) the effectiveness of such an act would be weakened if individuals were prevented from relying on it before their national courts, and if the latter were prevented from taking it into consideration as an element of EU law in order to rule whether the national legislature had kept within the limits of its discretion set by the directive.¹⁷

According to the HFD, the statement of the CJEU in *Waddenzee* was to be understood as meaning that ENGOs had rights in accordance with the Habitats Directive of enjoying effective protection in court. It also found that the useful effect of the directive required that individuals could invoke the provisions therein and that the national court was free to evaluate if the law of the Member State was in line with the directive. In brief, this means that according to the HFD, Union law requires that the question of whether clear and unconditional provisions in the Habitats Directive have been implemented correctly in national law can be tried in a national court. The fact that the appeals ban also excluded the possibility of referring such a question to the CJEU by way of a request for a preliminary ruling reinforces the impression that such a provision is in breach of EU law. Thus the appeals ban in the Swedish Hunting ordinance was disregarded.

4. Infringement proceedings as a means of enforcing EU environmental law

4.1 The Commission's action in relation to the Swedish wolf hunt

The Swedish wolf issue raises a number of questions of great significance regarding the effective implementation of EU law in Member States. Most importantly, it illustrates the fact that standing for the public concerned to challenge administrative decision-making is crucial to implementing EU environmental law, especially in cases where there are no traditional bearers of the interests expressed in that regard. But it also presents an interesting example of how the Commission can use – or fail to use –

¹⁷ C-127/02 *Waddenzee*, para 66.

infringement proceedings when conflict with Member States becomes controversial. Two actions have been brought against Sweden on the wolf issue, one on the licensed hunt in substance and another on the appeals ban. For obvious reasons, the latter will now be closed after the Supreme Administrative Court's judgement in the *Appeals ban* case and the subsequent changes in Swedish hunting legislation. The first infringement case, however, continues to endure, despite lack of practical progress or remedial impact in respect of the issues at hand. The fact remains that the Swedish government openly challenged DG Environment by twice confirming licensed hunts, despite strong and repeated resistance from Brussels. It is commonly believed that the attitude of DG Environment is not shared by other parts of the Commission and that it has not even been on the agenda for the College to bring the case before the CJEU. If this is true, the reasons are not apparent and one can only speculate about them. However, whatever the causes are for the Commission's caving in to Sweden on this matter, the effect has been rapid and widespread. Beside the refugee crises, there is almost no other question within environmental law where opposition in Member States against the "bureaucrats in Brussels" is so strong and widespread as that of the wolf issue. The symbolic effect of the Commission's non-action cannot therefore be overestimated, especially since both ENGOs and hunting and farming lobby groups are well organised across Europe. The signal effect throughout the Union was therefore almost immediate and clear: on controversial issues concerning species protection the DG Environment is not serious when it threatens legal action. As for the wolf question, the first infringement case against Sweden has been continuing for almost six years and it is safe to say that it will probably not survive for long. However, it is not easy to evaluate whether this attitude has permeated other areas of EU environmental law, even though there are worrying indicators of this. The Swedish wolf issue can accordingly serve as a background for a more general discussion on whether infringement proceedings are an effective means of enforcing environmental law within the Union.

4.2 Successful infringement proceedings

Before discussing the weaknesses of infringement proceedings as a means of enforcing EU environmental law in Member States it is necessary to show the strengths and possibilities inherent in the instrument. This can be illustrated by the case brought against Sweden for not having im-

plemented and enforced the updating requirement concerning existing installations in Article 5.1 in the IPPC Directive (2008/1).¹⁸ According to this provision, Member States must take the necessary steps to ensure that the competent authorities exercise control so that permits for such installations are reconsidered and, where appropriate, updated in order to ensure operational compliance with certain conditions in the directive, before the end of October 2007. This requirement was implemented by a loosely formulated provision in a regulation under the Environmental Code in 2004. Here the operators were obliged to inform the authorities in their 2005 environmental reports of how permits for installation met legal requirements. A similarly loosely formulated provision was introduced in the Environmental Code, where it states that the competent authority must take appropriate measures to ensure that existing installations work in accordance with the law. The proposal for these implementation measures was remitted to different authorities, organizations and institutions in 2004 and was – not surprisingly – met with strong criticism. Uppsala University pointed out the obvious, stating that the proposed regulation was not sufficient to ensure that all existing installations were reconsidered and the permits updated by 2007. But despite this opposition the regulation was passed by the end of 2004. It is hardly a secret that the Ministry of the Environment in this case was dominated by the Ministry of Enterprises, which did not want to impose any additional burdens on operators. Efforts were made by the Ministry of the Environment and SEPA to speed up reconsidering and updating efforts at regional and local level, but, at the end of the day, little happened. One of the reasons was that the Ministry of Finance was unwilling to allocate sufficient funds for the job to be done properly.

In 2005 the Commission put pressure on a number of Member States to effectively implement the requirements on existing installations covered by the IPPC Directive, one of them being Sweden. A report to the Commission in 2007 showed that – out of a total of 1,073 installations – Sweden still had 191 where permits had not been reconsidered and updated as appropriate. In 2009 the number was 73, reduced to 33 in early 2010 when a Reasoned Opinion was delivered from the Commission. Later that year the number was brought down to 23. Therefore, it came as no surprise when the Commission sued Sweden in 2010 for failing to implement Article 5.1 of the IPPC Directive. In March 2012 the CJEU

¹⁸ Today, Article 21 of the Industrial Emissions Directive (2010/75).

found in a short judgement that Sweden – in its not taking the necessary steps to see that the competent authorities had reconsidered and updated the permits for existing installations – was in breach of Article 5.1 of IPPC Directive (C-607/10).¹⁹

Despite that judgement work progressed slowly. In 2013 the Commission brought a new action, this time for fines. When the time limit according to Reasoned Opinion elapsed – in November 2012 – only two installations remained, albeit two large factories. Interestingly, Sweden argued in the case that what counted was effort, not results. The government also contended that the time to fulfil the CJEU judgment of 2010 was too short, especially taking into account that the permits were to be decided by the environmental courts in Sweden and that court proceedings were invariably slow.²⁰ The Commission countered by stating that the updating requirement was set to the end of 2007 and no later, and it was a national problem if Sweden chose to update IPPC permits in court. Consequently, the CJEU was not convinced and fines were imposed in late 2014 (C-243/13). By that time only one installation lacked an updated permit. The fines were set at a lump sum of €2,000,000 plus €4,000 per day until all permits were finally updated. The final total price tag for the daily fines amounted to €56,000, the remaining permit being finally updated and made effective in December 2014.

In my view, this example illustrates that infringement proceedings may well be a most effective instrument for enforcing EU law on the environment, especially when strong economic interests opposing the regulation are at stake. The speed in the updating procedures for IPPC installations in Sweden increased significantly as a clear result of pressure from the Commission. Furthermore, the signal effect within governmental offices was quite substantial and the impression that “we are best in class” is today stained with doubt. Even so, there are less happy consequences of this case within the Swedish administration, one being that the payment of the fines fell on the budget of the Ministry of the Environment. But this proof that life is unfair seems to be the general experience of the fights between different sectors within the governments of EU Member

¹⁹ The judgement is short – 30 paragraphs – and available in French and Swedish only.

²⁰ C-243/13, para 15, however, is available in French and Swedish only. The strange Swedish system for the issuing of IPPC permits is described in C-263/08 *Djurgården-Lilla Värtan*, where the CJEU states in para 37 that the environmental courts are “exercising administrative powers”.

States. Whether this can be considered to offer some form of consolation is, perhaps, debatable.

4.3 Deficiencies of the instrument 1: political decision-making

Having discussed the possibilities of infringement proceedings as a means of enforcing EU law on the environment, the drawbacks of the instrument will now be demonstrated. As described above, this is clearly illustrated by the Swedish wolf case.

First, one must not forget that the Commission's activities in its implementation efforts on controversial areas of law are based on political balancing. One also has to take into account that DG Environment is only a minor (and, as in any government a rather weak) part of a greater administrative body. Even though this directorate may act as a tough negotiator with Member States during infringement proceedings, the Commission can have a different and more politically sensitive attitude when adopting its final position. This is one of the factors that make infringement proceedings unreliable and unpredictable. Even though the environmental complaints procedure has been improved and clarified after interventions from the European Ombudsman,²¹ this air of uncertainty is repeatedly emphasized by Member States in different situations. For example, from a Swedish perspective it is difficult to understand why Sweden has been subject to the Commission's enforcement action on its lack of control over sewage plants, when so many more Member States have reported failure in the same implementation. The time issue is also problematic, as some communications in EU Pilot may be dormant for years before they are closed or forwarded to infringement cases. Personal ambition among civil servants at the Commission also seems to have a certain influence in the initial phases of communication, as well as differences in understanding the requirements of Article 288 TFEU. While some people are willing to risk their careers on the correct implementation of a certain definition in a directive, others have a far more relaxed attitude. Be that as it may, the clear impression that one gains when discussing this matter with governmental officials from different Member States is that it is impossible to understand when the Commission will take action, or why.

²¹ Krämer, L: *The environment in EU law*. Journal of European Environmental and Planning Law (JEEPL) 2009 p. 13, at part 4 and 6.

Moreover, it is a widespread opinion that the political balancing of the Commission is different when contrasted with other areas of EU law – such as competition and free trade – which creates an ambiguity within the system. Of obvious reasons, this cannot be proved without comprehensive studies of the Commission's decision-making, but another reason for this general attitude may well be that in those areas of law the protected interests are usually represented by professional actors with legal and financial resources readily available and who can bring cases before the national courts. In addition, the national systems are often equipped with specially assigned authorities for the enforcement of EU law, sometimes acting with the vigour of true fundamentalists. To provide an example of the latter, the Swedish Competition Authority has claimed that when municipalities offer their citizens free access to Wi-Fi in open places, this may distort the market for telecommunication and thus be in breach of EU competition law. Not all local councils have the strength, skill or funds to challenge such ideas.²² On environmental matters, there are seldom such national watchdogs with the capacity to take legal action in court to enforce Union law directly. Instead, supervisory competence often rests at regional or even local level where conflicts of interests can be strong and enforcement weak. One can therefore safely presume that there is a clear 'under-implementation' in this area of law, compared with others. This is probably also one of the factors explaining why more than half of the infringement cases against Sweden are addressed to the Ministry of the Environment. My impression is that the situation is similar in most other Member States. Other explanatory factors for this may be that EU environmental law is an expansive and rather new area, which can also be seen from the high proportion of such cases in the CJEU. But even so, perhaps the main reason why there are so many infringement cases in this area can be identified as stemming from the reluctance of Member States to put extra administrative burdens on enterprises and

²² One such case was opened against the Swedish city Helsingborg two years ago after complaints from the providers of telecommunications (TeliaSonera, Telenor, Hi3G Access, Tele 2). A number of communications from the Competition Authority were made to the city, which, however, fought back on the grounds that they only served the public good in a democratic society. Finally, the Competition Authority closed the without further action in late 2015 (Konkurrensverket 2015-12-154; dnr 706/2014, see <https://oppna.helsingborg.se/oppna-allt/helsingborgs-fria-wifi-oppna-tradlosa-natverk-i-staden/> – however, only available in Swedish).

businesses, and that the unwillingness to effectively implement EU environmental law is part of that.

Against this backdrop, such political balancing and negotiation that has taken place concerning the Swedish wolf hunt is especially unfortunate. Certainly, the Commission played the political card and will now have to pay the price in a loss of credibility. This may be in line with a more general decrease of ambition on the environmental front from the Juncker Commission, but that remains to be seen. In any event, political decision-making is certainly something that weakens infringement proceedings as an enforcement instrument in environmental law. This development needs to be openly discussed in wider public circles.

4.4 Deficiencies of the instrument 2: circular decision-making

One of the critical points highlighted by the administrative courts when striking down on the 2015 licensed hunt was the fact that the authorities had never asked whether the decisions made were in harmony with overarching legal norms in EU law. Instead, both the CABs and SEPA argued that the hunt was legal because it was based on Swedish legislation and on statements made by Parliament on the issue. In this way decision-making became 'circular' within a closed system and merely reflected the national legislature's standpoint without critically analysing whether decisions were permitted under the Habitats Directive. The courts found this noteworthy and that it meant that SEPA had in fact failed to undertake a full review of decisions.

This kind of 'circular decision-making' is actually common within the administration, though its forms can differ. Typically, the government authorizes a national agency to issue guidance on a certain topic while leaving the decision-making competence to lower levels of administration. When such decisions are appealed to the national agency they are upheld so long as they are in accord with the guidance. Furthermore, this is not a Swedish peculiarity. It exists in many Member States in different varieties and it is certainly so within EU environmental law. Owing to its complexity and strong relationship to technical and natural scientific expert knowledge this area is full of different 'soft guidelines'. These can often be found in different Commission guidances or 'endorsed' documents and the process for their creation can be quite formalized. One such example is the Common Implementation Strategies (CIS) that are

developed under the Water Framework Directive (WFD).²³ CIS aim at reaching a common understanding and approach to the directive and results in different guidance documents, which are discussed and decided by the network of EU Water Directors. These directors formally have the status of technical advisers without any mandate from the Member States, though the CIS documents are widely used for guidance on the implementation of the WFD. It is also the reason why the ‘normative function’ of these documents has become controversial, especially since it might take a considerable time before the CJEU gets the opportunity of having a say on the matter. In academic writing it is even claimed that certain situations exist that can never be reviewed in court.²⁴ Even if this is not the case, the Commission clearly uses the CIS documents in its interpretation of the WFD, and it is not a far-fetched assumption that this understanding of the legal obligations has an impact on the Commission’s willingness to institute legal actions against Member States in such matters.²⁵

A similar phenomenon occurs in the wolf example. It is claimed that the Swedish licensed hunts are based on Article 16.1.e of the Habitats Directive. When the CABs and SEPA decided on this matter they referred to two guidance documents that have been developed in this area. First, there is a Commission guidance on the strict protection of species under the Habitats Directive from 2007,²⁶ and second, a guideline for management of large carnivores from the network Large Carnivore Initiative in Europe (LCIE) from 2008.²⁷ As the Habitats Directive differs between species listed in Annex IV, which enjoy strict protection, and species listed in Annex V, which may be managed, for example by hunts, the legal basis for Swedish licensed hunts of wolves can be regarded as being

²³ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/implementation_en.htm.

²⁴ See Josefsson, H: *Ecological Status as a Legal Construct – Determining Its Legal and Ecological Meaning*, 27 *Journal of Environmental Law* 231 (2015).

²⁵ As argued by Korkea-aho, E: *Watering Down the Court of Justice? The Dynamics between Network Implementation and Article 258 TFEU Litigation*, *European Law Journal* 2014, p. 649, see especially at p. 664 ff.

²⁶ Guidance Document on the Strict Protection of Animal Species of Community Interest under the Habitats Directive, European Commission (Brussels), final version, February 2007.

²⁷ Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Ed. Linell & Salvatori & Boitani L. Final version July 2008.

weak. However, support for this standpoint can still be found in LCIE guidelines, which opens up the possibility for the management hunting of species listed under Annex IV, irrespective of whether or not the population has reached favourable conservation (FCS). The LCIE statement, of course, has repeatedly been highlighted by the Swedish government and administration.²⁸ However, even though these guidelines constitute 'best practices' on a general level in accord with the EU Commission, this, of course, cannot be said for everything written in the document.

Apparently, the Commission is not – at least not until now – of the same opinion, as it has gone further with infringement proceedings against Sweden.²⁹ The reason for the Commission's standpoint is probably that management hunts are not permitted under Article 16.1.e, as the wolf population in Scandinavia has not reached FCS levels. But clearly, the Commission agrees that such hunts are in line with the directive when the population has reached such a status, even though it is listed in Annex IV. This was illustrated in the communication with Latvia in 2002 concerning the management hunt of the lynx. Here, the Commission stated that since the lynx in that country had reached FCS and the population numbered 600 to 650 individuals, a hunt with a total bag of 50 animals per year could be regarded as a 'limited number' in accordance with Article 16.1.e. The letter concludes with the statement that while the final say on how to understand this provision in the Habitats Directive lay with the CJEU, the Commission would not take legal action against Latvia so long as it abided by what has been agreed on in accordance with the management plan for the lynx.³⁰

²⁸ LCIE 2008 at pages 28 and 31.

²⁹ Shortly before SEPA decided on a licensed hunt for 2011, the Commission issued a summarizing document, arguing that licensed hunting contravened the Habitats Directive and asked for a delay. Nevertheless, a week later the SEPA released its decision on the licensed hunt for 2011, which was explained to the Commission in a letter, a week after that, by the Swedish Ministry of the Environment. In that letter the Swedish minister highlighted a statement from the LCIE, where this body expressed its confidence in the effectiveness of the 2010 hunt, and also that "as conducted [the hunt] could have been justified under several derogation criteria" in Article 16 of the Habitats Directive. All references from this communication can be found in Darpö, J: *Brussels Advocates Swedish Grey Wolves. On the encounter between species protection according to Union law and the Swedish wolf policy*. SIEPS Policy Analysis 2011:8. at page 6.

³⁰ Commission on the Latvian management plan for the lynx, letter signed by Margot Wallström and Günter Verheugen, Brussels D(2002). More information about the case can be found in the Commission's Guidance 2007, at page 57f.

In my view, these examples illustrate another obvious disadvantage with infringement proceedings as an instrument for enforcing EU law. So long as Member States implement the legal obligations in accordance with the opinion of the Commission, they will not bring a case to the CJEU. As the Commission often uses different guidance documents and other 'soft instruments' of EU environmental law, this may in some situations divest the CJEU from having a say in the matter. The pressing need for all kinds of guidelines and technical documents for an effective implementation of EU environmental law is clear, but it is also crucial that the system allows for them to be scrutinized openly by the courts, both on national level and on EU level.

4.5 Deficiencies of the instrument 3: lacking in transparency

As mentioned above, the Commission has been criticized for being unpredictable in its doings in relation to infringement proceedings. This criticism is reinforced by the fact that all communications under Article 258 are kept secret from the public concerned, whether in EU Pilot or at a later stage. The reason why many of the communications in the wolf case are still accessible to the public is that the Swedish government – at least the Ministry of the Environment – thinks that the transparency principle enshrined in the constitution takes precedence in such situations over the secrecy prevailing within EU institutions. However, this is not the common position in other Member States where access to information on communications with the Commission on different matters is very restricted, or even non-existent. The basic position in other Member States, as well as within the institutions of the EU, seems to be that communications in infringement proceedings are diplomatic in nature and that the process would be disturbed if the public were to be allowed to have an insight into such matters.

It is interesting to note that this attitude of mystery-making is not shared in the similar proceedings of the European Economic Area (EEA). All communications between the EFTA Surveillance Authority (ESA) and the Parties to the EEA (Norway, Lichtenstein and Iceland) are open to the public and posted on the ESA website. One such example is the ongoing infringement proceeding against Norway over the implementation of the WFD. This case concerns the classification of water bodies as 'heavily modified' and the updating requirements in accordance with

Articles 4.1.a.iii, 4.3, 5, 11.3 and 11.5 WFD.³¹ For obvious reasons we have much to learn from this case, especially since the positions of the EFTA institutions commonly closely reflect those of the CJEU and other EU institutions. Unfortunately, Norway has chosen not to include the Habitats Directive in the EEA, which is why there is no such path to knowledge concerning the wolf issue. Still, the country is bound by the Bern Convention,³² which the Habitats Directive aims to implement in EU law. So basically, the provisions on strict protection for listed species are still the same in Norway as in Sweden. The explanation as to why the status for wolves is so different in the two countries cannot therefore be found in the legislation as such, but in its enforcement. While Sweden has the Commission and the CJEU to overlook its international obligations, the Bern Convention lacks an effective compliance mechanism. There is a Standing Committee under the Bern Conventions, but it works primarily as a diplomatic tool between the parties.³³ Thus no one effectively controls Norwegian wolf management and this is probably the main reason that there are 65 wolves in that country compared with 340 in Sweden (25 live in the border area).³⁴

It is difficult to understand such secrecy-making in the EU in relation to infringement proceedings. There is little reason why the communications at the EU Pilot stage and onwards should not be open to the public. One wonders why this attitude of openness has functioned so

³¹ Case No: 69544; Complaint against Norway concerning compliance with the Water Framework Directive 2000/60 regarding regulated water courses. Most of the communications are posted on the website of ESA; <http://www.eftasurv.int/press--publications/public-documents/>, the rest are available on the Norwegian Water Portal; www.vannportalen.no.

³² Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Bern, Switzerland, 1979-09-19, CETS 104.

³³ This does not, however, prevent the Committee from sometimes taking a harder bite on issues concerning species protection; see, for example, the Recommendation No. 144 (2009) of the Standing Committee, adopted on 26 November 2009, on the wind park in Smøla (Norway) and other wind farm developments in Norway. <https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1560617&Site>.

³⁴ The figures are from the winter count 2015/16, see Wabakken, P & Svensson, L & Maartmann, E & Åkesson, M & Flagstad, Ø: Bestandsovervåking av ulv vinteren 2015-2016. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia 1-2016, at page 4. It can also be noted that Norway recently decided to allow for the culling of more than 70% of that population, see <https://www.theguardian.com/environment/2016/sep/16/norway-wolf-cull-government-wwf-friends-earth-environment-protest>.

well in EFTA but is considered to be unthinkable in the EU. The underlying philosophy seems to be bound up with old traditions, the starting point being that the public is an interfering factor in a system of smoothly-working diplomacy. Obviously, such an attitude is not valid when discussions between the Commission and a Member State have developed into a communication in EU Pilot and a subsequent infringement procedure. Quite the opposite; the system would be improved by a modern attitude towards transparency, where the public is allowed to scrutinize the decision-making of the Commission. This would probably promote both predictability and reliability, as the doings of the Commission would be left open to public control. The openness of the ESA is also mentioned as one of the reasons why that authority is considered to be more technical than political in its efforts in implementing the EEA. EU environmental law would certainly benefit from a similar attitude. Today's system leaves too much room for rumour and gossip, which serves no one.

4.6 Importance of Article 267 proceedings

Finally, a few words on the relationship between infringement proceedings and requests from national courts for preliminary rulings from the CJEU. Against the above-discussed disadvantages of Article 258 proceedings, I think it is obvious that it is crucial for the effectiveness of EU law that the public enjoys the option of legally challenging administrative decision-making concerning the regulated interests. It is similarly important that controversial issues in such appeal cases can be brought to the CJEU by way of requests for preliminary rulings in accordance with Article 267 TFEU. It is only through such mechanisms that it can be guaranteed that the final say in the matter lies with the CJEU and not in national notions of EU law, or in soft guidance from the Commission or other assigned bodies.

In discussing this issue it should perhaps be emphasized that the Aarhus Convention has its limits. As was argued in the *Appeals ban case*, Article 9.3 accepts 'administrative appeal' so long as it meets the criteria of being fair and effective in accordance with Article 9.4. Obviously, one can debate whether or not an authority such as SEPA meets those requirements. On the one hand, its independence in decision-making in individual cases is guaranteed in the Swedish constitution. On the other, in reality as demonstrated by the cases concerning the licensed hunts, the authority's decisions are 'circular', only reflecting what Parliament has

decided without exercising control via reliance upon EU law. However, there is no need here to analyse this question further, it suffices to point to the fact that in Europe there exist many kinds of administrative appeal bodies and tribunals in different areas of law. The procedural advantages can be many in comparison with appeals to ordinary courts. Such tribunals may be provided with expertise relevant to the specific area of law. The procedure can be designed to be simple and flexible – for example, communications can be presented in writing before the hearing and costs can be minimized. This trend is especially evident in the environmental area, which is characterized by its complexity and dependence on scientific expert knowledge about nature and technology. Several such appeal bodies or tribunals have been created in recent years, such as the Information Committees or Nature Appeals Boards. This is part of an international development in this area of law, where there is a strong trend towards specialized environmental courts and tribunals.³⁵

In the Member States of the EU many of these tribunals lie within the administration and the procedure is, in essence, one for administrative appeal.³⁶ In this context it is therefore decisive for the effectiveness of EU environmental law – where, as noted above, the protected interests are often not represented by actors with legal and financial muscle or state authorities with both the power and will to bring actions to court – that those appeal bodies are designed so as to meet the requirements of Article 267 TFEU. Here, we may study the case law of the CJEU, where some administrative appeal bodies have passed the test and others not. Requests for preliminary rulings were accepted from the Finnish Rural Business Appeals Board in C-9/97 and C-118/97, as was such a request from the Austrian Umweltsenat in C-205/08. In contrast, the Danish Telecommunications Appeals Board did not meet the criteria, as the CJEU pointed to the fact that its members may be removed by the minister and that the board acted in court as the counterpart to the complainant in subsequent judicial review proceedings. In addition, the secretariat of the board lay within the Danish Ministry of Business and Enterprise. Other administrative appeal bodies may be disqualified owing to the fact

³⁵ See Pring, G & Pring, C: *Environmental courts and tribunals*. UNEP 2016.

³⁶ For the difference between ‘judicial review’ and ‘administrative appeal’, see Darpö, J: *Effective Justice. Synthesis report of the study on the Implementation of Articles 9.3 and 9.4 of the Aarhus Convention in the Member States of the European Union*, Brussels 2013-10-11, available at http://ec.europa.eu/environment/aarhus/access_studies.htm.

that they do not have fixed members. Clearly, national authorities under the government cannot be regarded as courts or tribunals under Article 267, which was confirmed in the Swedish *Appeals ban case*. But as noted, separate appeal tribunals with sufficient independence and impartiality, and whose decisions are final in the administrative proceedings, may meet the requirements.

Thus, in my view, the principle of legal protection requires that the public concerned is able to go to a court or tribunal that meets the criteria in Article 267 to challenge administrative decision-making in the environmental area. Having met those criteria, such bodies may also meet the requirements of Article 9.3 of the Aarhus Convention in offering ‘administrative or judicial procedures’ for the public. They may even be regarded as being an “independent and impartial tribunal established by law” in accordance with Article 6 of the European Convention of Human Rights (ECHR), a fact which may further improve the environmental procedure. In such a system, subsequent judicial review proceedings in ordinary courts can be restricted to points of law in a written procedure. Through such developments, the effectiveness of the environmental procedure can be improved, which seems to be a common interest for all actors in environmental law. But at the end of the day, it also depends upon whether the national courts or tribunals make use of the option available to request the CJEU for a preliminary ruling on the implementation and enforcement of EU law. In this respect, the Nordic experiences of the mechanism are not very encouraging in relation to EU environmental law: Sweden and Finland have made perhaps 3-4 referrals each since 1995; Denmark: 0 since 1973; Iceland and Norway to the EFTA Court: 0 since 1994.³⁷

5. Concluding remarks

In this article, I have discussed the pros and cons of infringement proceedings as a legal instrument for the enforcement of EU environmental law. The conclusions cannot be regarded as very controversial:

- It is crucial to the integrity of the EU legal system that the Commission does not proceed further with infringement proceedings beyond

³⁷ The numbers mentioned by Krämer in his articles in this issue of JEEPL are higher, but they include criminal cases related to environmental law. My numbers relate only to administrative decision-making in environmental matters.

EU Pilot if it does not seriously intend to take the action all the way to the CJEU. The Reasoned Opinion should be regarded as a point of no return in this respect, given that the circumstances remain the same.

- It is similarly crucial that the Commission applies its enforcement efforts equally for different areas of EU law. If the public gains the impression that infringement proceedings are used strictly and with great vigour on some areas of law – for example, on competition and trade – but loosely, arbitrarily and inconsistent on areas concerning the environment or general health, it will lose confidence in the rule of law as a governing principle within the Union.
- It is also necessary that both infringement proceedings and references for preliminary rulings from the CJEU are used widely in order to avoid ‘circular decision-making’, not least on areas of environmental law, which are highly dependent upon scientific expert knowledge and thus dominated by ‘soft guidelines’ of all kinds.
- Transparency would improve the general public’s involvement in and understanding of EU law and would be an effective means of controlling how the Commission performs its implementation task.

Finally, some general remarks should be made on the crucial role of the CJEU on areas which are politically highly controversial. Since 2009 and the beginning of the Swedish wolf policy, I have been of the opinion that there are strong reasons for the Commission to take the case all the way to the CJEU. However, as shown above, argument from a legal scholar is one thing and everyday political reality is another, with the two sometimes diverging greatly. This is not a peculiarity in this particular case, but can be illustrated generally by the published figures on infringement proceedings. According to the statistics, the Commission receives about 700 complaints a year and deals with some 3,000 ongoing cases concerning complaints and infringement proceedings. Of this total, one-third relate to the environmental sector.³⁸ In 2009 about 77 per cent of all complaints were closed before the first formal step in an infringement proceeding; another 12 per cent were closed before the Reasoned Opinion; and a further seven per cent (approximately) before a ruling from the CJEU. If I understand the figures correctly this means that out of the 23 per cent of all complaints where a Letter of Formal Notice was sent to the

³⁸ 26th and 27th annual report on implementation of EU law (2008 and 2009), compared with Krämer: The environment complaint in EU law. JEEPL 2009 p. 13, at p. 31 f.

Member State concerned, only four per cent reached court. Another not very promising figure concerns the time factor. In the *Finnish wolf case* (C-342/05) proceedings began with a Letter of Formal Notice in April 2001. The Reasoned Opinion came more than two years later in June 2002, and the Commission's referral to the Court of Justice in September 2005. In court, the Advocate General delivered her opinion in November 2006, with judgment delivered in June 2007. In all, between the Letter of Formal Notice and the judgment, more than six years had elapsed.³⁹

In sum, one can easily find many factors that speak against infringement proceedings as an effective means of promoting EU environmental law. But this can also be said of the system with preliminary rulings, as the national courts – also at the highest level – are quite reluctant to make such requests, notably in the wolf issue. A case concerning the licensed hunt similar to the Swedish is at the moment being dealt with in the Finnish HFD, which in my understanding will not ask the CJEU for a preliminary ruling on whether or not the hunt is in line with EU law. This summer, the Swedish HFD granted leave to appeal for the licensed hunt of 2016 and it is to be hoped that that court will make such a reference. This is important on a more general level, and not only for reasons of legal certainty. No matter how appalling it may seem to be for some politicians, to give the CJEU an opportunity to have a say on the matter – irrespective of whether this happens through Article 258 or Article 267 proceedings – might in the long run even be desirable from a political standpoint. The Swedish and Finnish governments are clearly of the opinion that the wolf hunt is consistent with EU law while the European Commission has officially formed the opposite opinion. Politicians are also under intense pressure from those of the opinion – regardless of how representative it is – that SEPA and the Swedish politicians should stand up for traditional living and enterprise in rural areas. In this situation, it is desirable that the CJEU makes a determination once and for all. In closing, I do in a way agree with those who say that the wolf issue should not be decided in Brussels. The day-to-day management issues should, of course, be decided at Member State level. But ultimately, the legal requirements for derogation from strict protection under Union law need to be decided in Luxembourg.

³⁹ Still, this is not an extreme example. The Swedish case on water-scooters (C-142/05 *Mickelsson & Roos*) took over four years in the Court of Justice (the referral was made in March 2005 and the judgment delivered in June 2009)!

Jan Darpö

Pulling the Trigger: ENGO Standing Rights and the Enforcement of Environmental Obligations in EU Law*

I. Introduction

This chapter discusses the relationship between the Aarhus Convention and EU law concerning access to justice in environmental decision making. Its focus is on environmental rights from a procedural perspective—more precisely on the legal requirements for the public concerned to have access to justice in environmental decision making. I will use standing for environmental non-governmental organisations (ENGOs) in cases concerning nature conservation and species protection as an illustrative example. This area of law is particularly interesting as it contains clear obligations according to international law and EU law, and at the same time the responsibility for implementing those obligations rests, in many Member States, exclusively with the competent authorities, and the public cannot challenge the administrative decision making in court. In my analysis, I will discuss the relationship between the Aarhus Convention and the principle of judicial protection enshrined in EU law. My conclusions suggest that the principle of judicial protection goes beyond the Convention in requiring that members of the public—often represented

* In *Environmental Rights in Europe and Beyond*. Ed. Sanja Bogojević and Rosemary Rayfuse. Hart Publishing 2018, p. 253.

by ENGOs—are able to challenge administrative decisions and omissions made in this area of law through taking legal action.

II. Principle 10, the Aarhus Convention and EU Law

The basic idea of ‘environmental democracy’ is expressed in Principle 10 of the Rio Declaration of 1992:

Environmental issues are best handled with participation of all concerned citizens, at the relevant level. At the national level, each individual shall have appropriate *access to information* concerning the environment that is held by public authorities, including information on hazardous materials and activities in their communities, and the *opportunity to participate in decision-making processes*. States shall facilitate and encourage public awareness and participation by making information widely available. *Effective access to judicial and administrative proceedings*, including redress and remedy, shall be provided.¹

Principle 10 thus contains ‘three pillars’: access to information; participation in decision-making processes; and access to judicial and administrative proceedings. These pillars were developed six years later in UNECE’s Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters (the ‘Aarhus Convention’).² In the preamble to that Convention, the close relationship between environmental rights and human rights was emphasised. It was also stressed that all three pillars were of decisive importance for sustainable development and that they were intertwined to form a whole. The ‘third pillar’ of the Convention is contained in Article 9, which, in broad terms, is structured as follows. According to Article 9(1), any person whose request for environmental information has been refused shall have access to a review procedure in a court or tribunal. Article 9(2) stipulates that the public concerned shall have the right of access to

¹ Rio Declaration on Environment and Development (adopted 14 June 1992) 31 ILM 874 (emphasis added).

² Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters (UNECE, adopted 25 June 1998) 38 ILM 517.

a similar procedure in order to challenge the substantive and procedural legality of any decision, act or omission subject to permit decisions on activities that may have a significant impact on the environment. In addition, Article 9(3) requires that members of the public have the right of access to administrative or judicial procedures in order to challenge acts and omissions by private persons and public authorities that contravene provisions of national law relating to the environment. There is also a general requirement in Article 9(4) for the environmental procedure to be effective, fair, equitable, timely and not prohibitively expensive.

Both the European Union and its Member States are Parties to the Aarhus Convention. Article 9(2) has been implemented by various directives, for example the Public Participation Directive (PPD, 2003/35),³ the Environmental Impact Assessment Directive (EIA, 2011/92),⁴ the Integrated Pollution Prevention Control/Industrial Emissions Directives (IPPC, 2008/1 and IED 2010/75)⁵ and the Environmental Liability Directive (ELD, 2004/35).⁶ For decision making by the institutions of the Union, the implementation is done through Regulation 1367/2006.⁷ With respect to Article 9(3), the picture is more complex. On the approval of the Convention, the EU made a declaration on competence stating that Member States are responsible for the performance of the obligations in accordance with Article 9(3) and will remain so unless and until the Union adopts provisions covering implementation. A proposal

³ Directive 2003/35/EC of the European Parliament and of the Council of 26 May 2003 providing for public participation in respect of the drawing up of certain plans and programmes relating to the environment and amending with regard to public participation and access to justice Council Directives 85/337/EEC and 96/61/EC, OJ L156.

⁴ Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment, OJ L26.

⁵ Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control, OJ L24/8 and Directive 2010/75/EU of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control), OJ L334.

⁶ Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage, OJ L143.

⁷ Regulation (EC) No 1367/2006 of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on the application of the provisions of the Aarhus Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters to Community institutions and bodies, OJ L264.

for a directive on access to justice was launched by the Commission in 2003, and deliberated for more than a decade before finally being withdrawn in 2014 due to resistance at Member State level.⁸ Since then, the Commission has instead concentrated its efforts on developing guidance on access to justice, resulting in a Notice in April 2017.⁹

III. The Court of Justice of the EU and its Jurisprudence on Access to Justice

In describing the relationship between Aarhus and the EU since 2005, one may say that implementation measures have been kept to a minimum. In the era of Better Regulation,¹⁰ environmental democracy has not been an issue close to the Commission's heart. Instead, the focus has been on a lightening of administrative burdens for industry and enterprises. This minimalistic approach and general indecisiveness towards the international requirements for wider access to justice in environmental matters has also been shared by most Member States. However, this development has been counterbalanced by a strongly 'activist' approach on the part of the Court of Justice of the EU (CJEU).

Even before the ratification of the Aarhus Convention in 2005, the Court took important stands on issues such as the direct effect of EU environmental directives and the principles of effectiveness and judicial protection under EU law. Landmark cases in this respect can be found from 1990 onwards.¹¹ Since 2005, the development of case law on ac-

⁸ Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on access to justice in environmental matters (COM/2003/0624 final), withdrawal announced in OJ (2014) C153/3.

⁹ Communication from the Commission, 'Commission Notice on Access to Justice in Environmental Matters', C(2017) 2616 final, see J Darpö: *On the Bright Side (of the EU's Janus Face). The EU Commission's Notice on access to justice in environmental matters.* (2017) *Journal for European Environmental and Planning Law* 373.

¹⁰ Better Regulation is an overall EU strategy aimed at streamlining regulations in order to reduce the administrative burdens for industry and enterprises. The guidelines set out the principles that the European Commission follows when preparing new initiatives and proposals and when managing and evaluating existing legislation, see https://ec.europa.eu/info/files/better-regulation-guidelines_en.

¹¹ C-361/88 *TA Luft I* [1991] ECR I-2567, C-59/89 *TA Luft II* EU:C:1991:325, C-431/92 *Commission v Germany (Grosskrotzenburg)* [1995] ECR I-2189, C-72/95 *Kraaijeveld v Gedeputeerde Staten Van Zuid-Holland* [1996] ECR I-5403, C-435/97 *WWF v*

cess to justice has been expansive.¹² A number of milestone cases have been delivered by the CJEU, dealing with all aspects of access to justice in environmental matters. Most of them have concerned standing for individuals and ENGOs¹³ or the issue of costs in environmental proceedings.¹⁴ The CJEU has furthermore emphasised that the environmental proceedings must be effective in line with Article 9(4) of the Aarhus Convention.¹⁵ However, the CJEU has also taken important positions on the principles of direct effect, effectiveness and legal protection under EU law in other kinds of cases. Clearly, all these judgments need to be taken into account when discussing access to justice in environmental decision making.

Most of the cases mentioned above concern Article 9(2) of the Aarhus Convention and its implementation into EU law. As noted, when it comes to Article 9(3), there is a limit to the impact of the Convention in EU law. This was elaborated on by the CJEU in *Slovak Brown Bear*

Autonome Provinz Bozen [1999] ECR I-5613, C-287/98 *State of the Grand Duchy of Luxembourg v Berthe Linster* [2000] ECR-I 6917, and C-201/02 *R (Delena Wells) v Secretary of State for Transport, Local Government and the Regions* [2004] ECR I-723.

¹² See J-F Brakeland: *Access to Justice in Environmental Matters—Development at EU Level*, available at <http://greenaccess.law.osaka-u.ac.jp/wp-content/uploads/2014/05/arten-brakelandup.pdf>.

¹³ C-237/07 *Dieter Janecek v Freistaat Bayern* [2008] ECR I-06221, C-240/09 *Lesoochranárske Zoskupenie VLK v Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky (Slovak Brown Bear)* [2011] ECR I-1255, C-75/08 *Mellor v Secretary of State for Communities and Local Government* [2009] ECR I-03799, C-263/08 *Djurgården–Lilla Värtans Miljöskyddsförening v Stockholms kommun genom dess marknämnd* [2009] ECR I-9967, C-115/09 *Bund für Umwelt und Naturschutz v Arnsberg (Trianel)* [2011] ECR I-3673, C-128/09 *Antoine Boxus and Willy Roua v Region Wallonne* [2011] ECR I-09711, C-182/10 *Solvay v Region wallone* [2012] 2 CMLR 19, C-570/13 *Karoline Gruber v Unabhängiger Verwaltungs- senat für Karnten and Others* EU:C:2015:231, C-72/12 *Gemeinde Altrip v Land Rheinland-Pfalz* [2014] PTSR 311, C-404/13 *ClientEarth v The Secretary of State for the Environment, Food and Rural Affairs* [2015] UKSC 28 and C-243/15 *Lesoochranárske Zoskupenie VLK v Obvodný úrad Trecin (LZ II)* EU:C:2016, C-529/15 *Gert Folk v Landeshauptmann von Steiermark* EU:C:2017:419.

¹⁴ C-427/07 *Commission v Ireland* [2009] ECR I-6277, C-260/11 *David Edwards v Environment Agency* [2013] 1 WLR 2914 and C-530/11 *Commission v UK* [2014] 3 WLR 853.

¹⁵ C-416/10 *Križan* EU:C:2013:8. A summary of the CJEU cases starting with *Djurgården* and onwards is published on the website of the Task Force on Access to Justice under the Aarhus Convention, see www.unece.org/environmental-policy/treaties/public-participation/aarhus-convention/envpptfwg/envppatoj/jurisprudenceplatform.html.

case.¹⁶ That case started as a reference for a preliminary ruling concerning whether Article 9(3) of the Aarhus Convention had ‘self-executing effect’ within an EU Member State’s legal order, the background being the EU’s declaration of competence upon approval of the Convention. In addressing these questions, the CJEU first pointed out that the Aarhus Convention was signed and approved by the Community and that, according to settled case law, the provisions of the Convention ‘formed an integral part of its legal order’.¹⁷ The Court therefore has jurisdiction to give preliminary rulings on the interpretation of provisions falling under that agreement, especially in a situation that lies within the scope of both national and EU law and thus requires a uniform interpretation. The CJEU went on to say that, according to Article 216 TFEU, a provision in an agreement concluded by the EU with a non-member country is directly applicable when it contains a clear and precise obligation which is not subject to the adoption of any subsequent measure.¹⁸ This cannot be said about Article 9(3) of the Aarhus Convention since only members of the public who meet certain criteria in national law are entitled to exercise the rights provided for therein. However, the CJEU stated that even so, the courts of the Member States have a Union law obligation to interpret, ‘to the fullest extent possible’, the procedural rules of environmental law in accordance with the objectives of Article 9(3) and the objective of effective judicial protection of the rights conferred by EU law, so as to enable an environmental protection organisation to be able to challenge before a court an administrative decision liable to be contrary to EU environmental law.¹⁹

This obligation of the courts to interpret the national procedural rules to the fullest extent possible so as to enable ENGO standing in environmental decision making can be described as the *so-as-to-enable formula*. It requires national courts to give a new understanding to open provisions on standing in order to align them with Rio Principle 10, as well as with modern ideas of access to justice in the environmental area. Since 2011 the formula has had an extensive impact in the Member States, which can be explained by the fact that most legal systems use ‘open

¹⁶ *Slovak Brown Bear* (n 13).

¹⁷ *Ibid*, para 30.

¹⁸ On the ‘self-executing effect’ of international law in EU and Member State law, the CJEU made a reference to a great number of cases, among them C-213/03 *Étang de Berre v EDF* [2004] ECR I-7357.

¹⁹ *Slovak Brown Bear* (n 13) para 51.

provisions' or mere jurisprudence when defining the public concerned. In many situations, it is therefore possible for the national courts to use the formula in order to grant standing for ENGOs. Perhaps one of the most important judgments was made in September 2013 at the German Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) in the *Darmstadt* case.²⁰ Here, the BVerwG granted an ENGO standing to appeal a clean air plan, arguing that the German Code on Administrative Court Procedure needed to be interpreted in light of Article 23 of Directive 2008/50 and Article 9(3) of the Aarhus Convention.²¹ In Sweden, the case law on standing in environmental matters has also developed strongly in the same vein, as will be discussed in the following section.

IV. Swedish Case Law on Access to Justice in Environmental Decision Making

As in many Member States, the Swedish legislature has been reluctant to expand access to justice for ENGOs in environmental decision making. The legislature has taken a minimalist approach, reacting only when the legal situation has become untenable due to case law from the CJEU or the national courts. In some politically sensitive areas of law—such as wolf hunting and city development—the government has even tried to restrict ENGO standing. In contrast, the Swedish courts of precedent – the Supreme Court, the Supreme Administrative Court, and the Environmental Court of Appeal – have been quite progressive in their approach and very sensitive to the development of the case law at EU level.

²⁰ Bundesverwaltungsgericht, Judgment 2013-09-05 in case BVerwG 7 C 21.12. An English summary is available on the website of the Task Force on Access to Justice under the Aarhus Convention, see n 15.

²¹ In a series of judgments, the CJEU has found that the German 'Schutznormtheorie' is not in line with the Aarhus Convention and EU law. The German legislature has reacted slowly to this but a major reform was passed in the Federal Parliament in the spring of 2017; see Entwurf eines Gesetzes zur Anpassung des Umwelt-Rechtsbehelfsgesetzes und anderer Vorschriften an europa- und völkerrechtliche Vorgaben; BR 5 September 2016, Drucksache 18/9526. The revised legislation came into force on 2 June 2017.

A. Standing According to the Environmental Code

The traditional concept of standing in administrative cases in Sweden is 'interest based'. If the provisions in an Act are meant to protect certain interests, representatives of those interests can challenge the decision by way of appeal. Standing is generally defined as pertaining to the 'person whom the decision concerns'. This means a person affected adversely by a decision that is appealable, which all decisions are as long as they have factual or legal consequences in a broad sense. To gain a clearer picture of that scope of persons, one must study the case law that has been established in each administrative area or even under specific pieces of legislation. Under the Environmental Code (1998:808), the courts have applied a generous attitude, stating that in principle, every person who may be harmed or exposed to more than a minor inconvenience by the environmentally harmful activity at issue is to be considered an interested party. Thus everyone who may be harmed by an activity or exposed to risk—for example, neighbours, people affected by emissions or other disturbances from an activity—should have the right to appeal the decision in question.²²

In contrast to this state of affairs derived from case law, standing for ENGOs is decided by criteria in express legislation, at least as a starting point. In Chapter 16 section 13 of the Environmental Code, standing is given to certain organisations in order to appeal decisions on *permits, approvals or exemptions* in environmental matters, the criteria being that it is a non-profit association whose purpose according to its statutes is to promote nature conservation, environmental protection or outdoor recreation interests. In addition, the organisation must have been active in Sweden for three years and have at least 100 members²³ or else be able to show that it enjoys 'support from the public'. ENGOs meeting those criteria are able to defend the public interest according to their statutes,

²² J Darpö, 'Access to Justice in Environmental Decision-making in Sweden: Standing for the Public Concerned, the Scope of Review on Appeal and Costs' (Study for the German research institute Ufu on behalf of the Ministry of the Environment, 2015). In *The Legal Debate on Access to Justice for Environmental NGOs*. Umweltbundesamt 99/2017, Chapter 6 (125–150).

²³ In the beginning, the numeric criterion was set at 2,000 members, which effectively barred all but two ENGOs from having standing. After the CJEU found that this criterion was in breach of EU law in the *Djurgården* case (n 13), the number was set at 100.

without any further qualifications. In other words, they have standing in their own capacity.²⁴

These criteria for ENGO standing have been interpreted very generously by the Swedish courts, which may be illustrated by a couple of landmark cases. The first is from the Supreme Court (HD) and concerned a permit for a coastal wind park in the south of the country.²⁵ Here, the HD started by citing the CJEU in the *Djurgården* case, where that Court accepted numeric criteria, but only to the extent that they were necessary to decide whether the organisation still existed and was active. The standing criteria furthermore must not be set at a level that conflicts with the aim of providing the public concerned wide access to justice. Furthermore, local associations must be able to use legal means to protect their interests according to the environmental legislation. It is therefore necessary to be generous in such matters, according to the HD, and to use fixed criteria in law only as a starting point for decisions on standing to appeal. One must also consider the overall picture—especially in those cases where no individuals have standing rights—and take into account that *someone* be able to challenge the decision.

This case was followed by a judgment in the Land and Environmental Court of Appeal (MÖD), where a local bird-watching association with only 37 members was allowed to appeal a municipal decision relating to the development of wind turbines.²⁶ MÖD reasoned that even though the number of members in the organisation did not meet the numeric criterion in the Environmental Code, it had been regularly active for a long period of time. The organisation had arranged annual exhibitions with as many as 500 visitors and it had also taken part in public hearings in cases concerning nature protection. Thus, the organisation was found to enjoy public support.

Next, two cases at the MÖD concerned the kind of decisions that could be appealed. According to old case law, the meaning of ‘permits, approvals or exemptions’ was read narrowly, restricting the types of decision which could be subject to appeal. In 2012, the MÖD distinguished

²⁴ Different terms are used in the literature for the legal construct that ENGOs have standing to protect environmental interests: ‘privileged standing’, ‘standing per se’, ‘standing de lege’, see Commission Notice (n 9). In my view, ‘standing in their own capacity’ is the expression that best captures the concept.

²⁵ NJA 2012, s. 912. Summaries on the Swedish cases can also be found at the website of the Task Force on Access to Justice under the Aarhus Convention (n 15).

²⁶ MÖD 2015:17.

itself from this old jurisprudence and clarified that the application of fixed standing criteria must comply with the Aarhus Convention and EU law. In both cases, the Swedish Society for Nature Conservation (SNF) appealed a decision from the County Administrative Board to accept that certain activities were undertaken without a formal decision. The first case²⁷ concerned the necessity of having an exemption from the species protection regime, and the second²⁸ a permit according to the legislation on Natura 2000. In both judgments, the MÖD referred to the *Slovak Brown Bear* case, where the CJEU emphasised the necessity of giving the public concerned wide access to justice in environmental matters. The County Boards' decisions were also closely connected to 'exemptions and permits' as they related to the legislation on species protection and Natura 2000. The challenged decisions were without any doubt also covered by Article 9(3) of the Aarhus Convention. Given this context, the provision in the Environmental Code should be read in order to fulfil the international obligations and thus be understood as also relating to a decision on whether or not an exemption and a permit was needed. SNF was therefore granted standing in both cases.

B. Standing in Cases Outside the Scope of the Environmental Code

The criteria in the Environmental Code on ENGO standing are also used in some other pieces of environmental legislation concerning plans and permits for developments, mines, quarries, highways, railways and other largescale activities. In addition to this, ENGO standing rights have expanded in recent years by way of the courts applying the 'so-as-to-enable' formula according to the *Slovak Brown Bear* case. The most important judgment in this respect is from the Supreme Administrative Court (HFD) concerning standing for SNF to challenge a decision according to the Forestry Act on a clear-cutting operation in the mountains.²⁹ The HFD noted that there was no standing rule in this piece of legislation so that the issue must be decided on the basis of general principles of administrative law. In previous jurisprudence the standing provisions never applied to ENGOs in their own capacity. However, the HFD pointed to

²⁷ MÖD 2012:47.

²⁸ MÖD 2012:48.

²⁹ HFD 2014:8 *Ånok*.

the fact that Article 9(3) of the Aarhus Convention covers all kinds of decisions that relate to the environment. As nature conservation and environmental protection must be taken into account in the decision making under the Forestry Act, the permit in question was clearly covered by the obligations in Article 9(3). Furthermore, though the legal basis for the decision was national law, the situation also touched upon issues to which EU law on the environment applies. The HFD also stated that there was, on a more general level, a need for a common understanding of the standing rules, irrespective of whether national or EU law was applied. In sum, for purposes of securing effective legal remedies for the public concerned, SNF should be able to appeal such a decision according to the Forestry Act.³⁰

C. Ban on Appeals Before the HFD

As seen above, it has been possible for the Swedish courts to use the 'so-as-to-enable' formula enunciated in the *Slovak Brown Bear* case in order to grant ENGOs standing. However, in some situations such an approach does not suffice, as was made clear in the court proceedings concerning wolf hunting.

Wolves are strictly protected under the provisions of the Habitats Directive.³¹ The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) permitted hunting seasons for wolves in 2010 and 2011. The decisions were decried by ENGOs but their legal challenges were dismissed for lack of standing. Following legal developments at EU level and further legal challenges by Swedish ENGOs, standing was granted and injunctions issued against the 2013 and 2014 hunting seasons, and the decisions were eventually declared invalid by the Swedish administrative courts. Determined to permit licensed hunting, the government changed the procedure for decision making in order to disallow appeals to a court. In 2014 the hunting decisions were taken by the regional County Administrative Boards instead and appeals could be made to SEPA, but no further. Despite the appeals ban, the ENGO Nordulv appealed this decision

³⁰ This standpoint was recently confirmed in a case concerning the cultural heritage of a church building, a situation which is covered by national legislation only, see HFD 2018-01-29 in case No 593-17.

³¹ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitat and of Wild Fauna and Flora (1992) OJ L2067 (Habitats Directive).

to the administrative courts, and the case went all the way to the HFD in the so-called *Appeals Ban* case.³²

To begin with, the HFD stated that the relevant provision in Article 12 of the Habitats Directive was unconditional and clear, requiring strict protection of the wolf. The case law of the CJEU has created general principles of law, among them the principle of judicial protection. To a certain extent, these principles are today expressed in Articles 4(3) and 19(1) para 2 of the Treaty of the European Union (TEU) and Article 47 of the Charter of Fundamental Rights of the European Union (Charter).³³ Thereafter, the HFD stated that according to established case law of the CJEU under Article 288 TFEU, clear provisions in directives create ‘rights’ that shall enjoy legal protection. If Union legislation is silent on this matter, it is for each Member State to lay down the detailed procedural rules governing actions for safeguarding those rights. However, this ‘procedural autonomy’ must respect the principle of equivalence and the principle of effectiveness. Furthermore, the principle of useful effect (‘effet utile’) of Union law not only requires the Member States’ courts to interpret national law in a manner that is faithful to EU law, but also implies that they shall disregard those procedural rules that are in conflict with clear provisions of EU law. The HFD also referred to the *Waddenzee* case,³⁴ in which the CJEU made clear that the public concerned must be able to rely on obligations expressed in the Habitats Directive, meaning that the ENGOs action must enjoy effective protection in court.

In sum, the HFD made clear that Union law requires that the question whether clear and unconditional provisions in the Habitats Directive have been implemented correctly in national law can be tried in a national court. The fact that the appeals ban also excluded the possibility to refer such a question to the CJEU by way of a request for preliminary ruling according to Article 267 TFEU reinforces the impression that such a provision is in breach of EU law. Thus the appeals ban in the Swedish Hunting ordinance was disregarded.³⁵

³² HFD 2015 ref. 79.

³³ Charter of Fundamental Rights of the European Union [2012] OJ C326/02.

³⁴ C-127/02 *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee and Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels v Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (Waddenzee)* [2004] ECR I-7405, para 66.

³⁵ A more detailed summary of the case is given in J Darpö, ‘The Commission: A Sheep in Wolf’s Clothing? On infringement Proceedings as a Legal Device for the Enforcement of EU Law on the Environment, Using Swedish Wolf Management as an Example’

V. The Aarhus Convention in Union Law

As illustrated by Swedish case law on ENGO standing in environmental cases, the interaction between the Aarhus Convention and Union law is complex. In some situations, Aarhus goes further than EU law in requiring wide access to justice, whereas the reverse holds in other situations. Therefore, before going deeper into the discussion of 'environmental rights' from an EU perspective, I think it necessary to make certain clarifications of some key issues and questions from a more general perspective, concentrating on Article 9(2)–9(4) of the Aarhus Convention and their implementation of EU law.

A. Article 9(2) of the Aarhus Convention

Article 9(2) stipulates that the public concerned shall gain 'access to a review procedure before a court of law and/or another independent and impartial body established by law, to challenge the substantive and procedural legality of any decision, act or omission subject to the provisions of Article 6'. That provision covers permit decisions on activities listed in Annex I (Article 6(1)(a)), as well as decisions concerning other activities 'which may have a significant effect on the environment' (Article 6(1)(b)). As a result, Article 9(2) covers two kinds of decision. The first category concerns permit procedures for activities listed in Annex I, including largescale operations such as energy installations and industries, mines, waste management and waste-water treatment plants, and so on. The enumeration in the Annex is concluded by a point covering '(a)ny activity not covered by paragraphs ... above where public participation is provided for under an environmental impact assessment procedure in accordance with national legislation'. In addition, Article 9(2) also covers decisions concerning other activities 'which may have a significant effect on the environment'. As previously mentioned, Article 9(2) of the Convention has been implemented by various directives in EU law, most importantly the EIA and the IPPC/IED Directives.³⁶ However, Article 6(1)b of Aarhus applies to all kinds of other activities that may have a significant effect on the environment, even those that are not listed

(2016) *Journal of European Environmental and Planning Law* 270; see also the website of the Task Force on Access to Justice under the Aarhus Convention (n 15).

³⁶ See nn 4 and 5.

in the directives of EU law. As this provision includes the wording ‘in accordance with its national law’, different interpretations are possible. Some have argued that it gives the Parties absolute discretion to decide on which activities are covered for the requirement of an EIA, whereas others take the view that the Convention obliges the Parties to apply the test to every activity that might have a significant effect on the environment.³⁷ Forestry activities can be used as such an example. Clearcutting operations may cover hundreds of hectares and have an immense effect on the environment. Nevertheless, those activities are not covered either by Annex I to the Convention, or by Annex I or II to the EIA Directive. Still, the Swedish courts have adopted the position that clear-cutting operations are covered by Article 9(2) of Aarhus in those instances where they may have a significant impact on the environment. This stance was also confirmed by the CJEU in the *LZ II* case. Accordingly, the statement in Article 6(1)(b) that the provision applies in accordance with national legislation relates solely to the manner in which public participation is carried out, and cannot be taken to call into question the right to participate.³⁸

Furthermore, it is important to note the wide area of application for Article 9(2)—the public concerned shall be able to challenge the *substantive and procedural legality of any decision, act or omission* subject to the provisions of Article 6. This means that all kinds of decisions and omissions in relation to those activities are covered by the access to justice requirement. For example, many permit regimes—such as those under IED—include an obligation for the administration to reconsider and update permit conditions on an ongoing basis. In my understanding, this means that the public concerned shall have the possibility to challenge in court any decision in such a reconsideration procedure, irrespective of whether the authority decides to update the permit condition or not. Thus the possibility of challenging the authority’s omission in that respect belongs to Article 9(2). To be understood otherwise, the word ‘omission’ would lose all meaning. This is also how I interpret the CJEU’s reasoning in *Mellor*, which concerned the requirements according to the

³⁷ See J Jendroska, ‘Public Participation under Article 6 of the Aarhus Convention: Role in Tiered Decision-Making and Scope of Application’ in Gyula Bandi (ed), *Environmental Democracy and Law—Public Participation in Europe* (Europa Law Publishing, 2014) 134.

³⁸ C-243/15 *Lesoochrannarske Zoskupenie VLK v Obvodny urad Trecin* EU:C:2016:838, para 48.

EIA Directive when an authority finds that an EIA is *not needed* for an activity.³⁹ Similar reasoning can be found in the *Boxus* case, where the national courts were called upon to check the legality of a measure undertaken in a Member State, whereby certain projects were *exempted* from the requirements of the EIA Directive.⁴⁰ To conclude, if an authority chooses not to update a permit condition covered by Article 9(2) and its implementation in Union law, this decision or omission falls under Article 9(2), and not under Article 9(3).⁴¹

B. Article 9(3) of the Aarhus Convention

Other situations clearly fall outside the scope of Article 9(2) of the Aarhus Convention and this is where Article 9(3) comes into play. As already mentioned, this access to justice provision has been left to the Member States to implement in their procedural systems. Nevertheless, all Member States of the EU are signatories to the Aarhus Convention and it is an international environmental law obligation to fulfil the requirements therein. Even if the European Commission and the CJEU cannot act as watchdogs over the implementation of Aarhus on areas of ‘pure’ national environmental legislation—which today is only a minor portion of this field of law—the Convention is nevertheless equipped with a different kind of surveillance mechanism that is somewhat unusual: the Aarhus Compliance Committee. This is an independent committee whose members are judges and legal scholars and who sit in their personal capacities. There is also a ‘public trigger’, meaning that the public can communicate complaints about breaches against the provisions of Aarhus to the Committee. All communications and meetings among the Committee, the complainant and the Party are open to the public.⁴² Furthermore, one must not underestimate the importance of Committee decisions. Though its statements are not binding, they play an important part in the understanding of the Convention and—when endorsed by the Meeting

³⁹ C-75/08 *Mellor v Secretary of State for Communities and Local Government* [2009] ECR I-03799, para 66.

⁴⁰ Joined Cases C-128/09 to C-131/09, C-134/09 and C-135/09 *Antoine Boxus and Willy Roua v Region Wallonne* [2011] ECR I-09711, para 57.

⁴¹ For a similar line of reasoning, see the Compliance Committee in *ACCC/C/2010/50 Czech Republic*, para 82.

⁴² All documents are published on the Aarhus Convention’s website, see www.unece.org/env/pp/.

of Parties—serve as ‘interpretive factors’ in the building of international norms in the field of Principle 10 and environmental democracy.

Article 9(3) of Aarhus requires that members of the public ‘have access to administrative or judicial procedures to challenge acts and omissions by private persons and public authorities which contravene provisions of its national law relating to the environment’. A first issue to address when contemplating whether the provision is applicable is how to define that field of law. Whereas Article 9(2) is confined to permit decisions for activities having a ‘significant effect on the environment’, Article 9(3) has much wider scope. It covers national laws ‘relating to the environment’, even if that specific piece of legislation is not labelled as ‘environmental law’. In a case against the Czech Republic, the Compliance Committee stated that members of the public should have the possibility to challenge ‘an alleged violation of any legislation in some way relating to the environment’.⁴³ In other cases, the Committee has found that Article 9(3) covers different kinds of plans, health issues, noise and a wide range of environmental legislation.⁴⁴ It is also noteworthy that the European Commission’s 2003 proposal for an access to justice directive applied a very broad definition of ‘environmental law’, including planning law and health issues. Against this backdrop, it is safe to say that Article 9(3) covers all other areas of law on activities that have an effect on the environment, not least planning and building, environmental taxes, water operations, infrastructural projects, nature conservation and species protection.⁴⁵

As for standing, Article 9(3) gives more room for the signatories to decide on *who* belongs to the public concerned and *what* they should have access to. The Convention does not require ‘actio popularis’—that is, a system that allows anyone to challenge breaches of environmental law—but there must be the possibility open for *someone* to do so.⁴⁶ A system which bars almost all ENGOs from taking legal action to protect the environment is not consistent with the Convention.⁴⁷ Nor does Aarhus require that individuals and NGOs have the possibility to take *direct*

⁴³ ACCC/C/2010/50 *Czech Republic*, para 84.

⁴⁴ See ACCC/C/2008/11 *Belgium*, ACCC/C/2011/58 *Bulgaria*.

⁴⁵ See *The Aarhus Convention—An Implementation Guide* (2nd edn, UNECE/United Nations, 2014) 197–99.

⁴⁶ See, for example, ACCC/C/2005/11 *Belgium*, paras 35–37, ACCC/C/2006/18 *Denmark*, paras 29–31, ACCC/C/2011/63 *Austria*, para 51.

⁴⁷ ACCC/C/2005/11 *Belgium*.

action in court. The Convention asks for access to justice but is silent on the matter of how the Parties arrive at different solutions.⁴⁸

Article 9(3) focuses on the enforcement of environmental law. It does not, however, say *what kind of case* the public concerned can bring to court. In many legal systems, the courts' control of the administration is mainly triggered in relation to specific acts or decisions. In others, the public concerned also has access to 'abstract norm control'.⁴⁹ However, the Convention does not require such a procedural order, a position which is shared with the European Court of Human Rights (ECtHR), for that matter.⁵⁰ Even so, the national system must provide *some effective legal remedy* in similar situations.⁵¹ This can be provided for with different legal instruments: indirect action—that is, appeals of decisions or omissions by the authorities; direct action in court to challenge an environmentally damaging activity; the possibility to instigate or at least take part in criminal proceedings; and the right to ask for damages on behalf of the environment.⁵²

Many countries have an Ombudsman, usually selected by the legislative body of the state. The Ombudsmen are generally independent review institutions that aid individuals and entities in disputes with administrative bodies. Often, an Ombudsman can investigate complaints and report on its findings. The institution tends to be quite flexible, inexpensive, and simple to access. Due to the fact that the Ombudsman's powers are usually limited to non-legally binding activities such as investigating, reporting, mediating and recommending, s/he is commonly disqualified from being considered an effective remedy in accordance with Article 9.4.⁵³ In practice Ombudsmen are often nevertheless very useful and therefore considered to be a complementary safeguard of environmental

⁴⁸ ACCC/C/2004/06 and ACCC/C/2007/20 *Kazakhstan*.

⁴⁹ For an European example, see C-381/07 *Association nationale pour la protection des eaux et rivières—TOS v Ministère de l'Ecologie du Développement* [2008] EUECJ 58.

⁵⁰ ECtHR judgments in the cases *Klass v Germany* [1978] ECHR 4, *Norris v Ireland* [1988] ECHR 22, and *Västberga taxi AB v Sweden* [2002] ECHR 36985/97.

⁵¹ *Implementation Guide 2014*, p. 199.

⁵² See E Fasoli, *Study on the possibilities for non-governmental organisations promoting environmental protection to claim damages in relation to the environment in four selected countries; France, Italy, The Netherlands and Portugal* (UNECE, Aarhus Convention/Task Force on Access to Justice, Geneva 2015).

⁵³ See eg Compliance Committee, ACCC/C/2011/63 *Austria*, paras 58–61; *Implementation Guide 2014*, 189, 191.

rights. Political pressure to follow the recommendations of the Ombudsman generally leads to compliance.

VI. The Principle of Judicial Protection in an Environmental Context

Up till now, the discussion has mostly concerned the implementation of the Aarhus Convention in the EU. As noted, certain provisions in Aarhus are not implemented in EU law, either in part or in full. Thus the analysis so far has dealt with situations where Aarhus, so to speak, requires more access to justice for the public concerned than EU law does. In the following, I will reverse the perspective and discuss access to justice in environmental matters from a Union law perspective to see what emerges. I will focus on the principle of judicial protection, primacy and direct effect and the meaning of 'environmental rights' in a European context. The conclusion is—not very surprisingly—that the Aarhus Convention and general principles of EU law cross-fertilise each other in the environmental area in a way that is quite positive from a Principle-10 point of view.

The *Appeals ban* case in the Swedish HFD can be used as a starting point for an analysis of situations where EU law and principles require 'more' than Aarhus, that is, a wider access to justice for the public concerned in order to protect environmental rights and interests. At issue in that case was the national procedural order for challenging decisions concerning a species that requires strict protection according to EU law. The procedure only allowed for administrative appeals, not judicial review in court. As the appeals body—the Swedish Environmental Protection Agency—is constitutionally independent of the government and is able to suspend decisions at stake, this procedural order is probably acceptable from an Article 9(3) point of view. However, the HFD set aside the appeals ban provision and allowed for the ENGOs to come to court, basing its reasoning solely on the *effet utile* and the principle of judicial protection in EU law. Another situation where EU law is said to require 'more' than Aarhus, which has been debated in the literature, concerns the possibility of appealing plans and programmes. Whereas some authors argue that plans and programmes cannot be challenged by legal means according to Aarhus, others suggest that such a possibility follows from general principles of EU law, despite the fact that the directives that require the

setting up of plans and programmes do not contain any access to justice provisions.⁵⁴ However, before entering into a discussion on the relationship between Aarhus and the principle of judicial protection, a few words are required on the general debate on primacy and direct effect according to EU law.

A. Primacy and Direct Effect According to EU Law

For a considerable time there have been controversies in the legal literature on the distinction between primacy and direct effect in EU law. Even though the discussion is mostly relevant to the issue of whether provisions in directives may have horizontal effects between private subjects, the different attitudes also have important implications for the possibility of enforcing EU law in vertical relationships between individuals and the administration in the Member State, not least in the environmental area.

In the general discussion, at least two schools of thought can be distinguished: that of the supremacy model and that of the trigger model. The most prominent representatives for the former are Koen Lenaerts and his co-authors.⁵⁵ According to their view, primacy of EU law always exists as the normal state of affairs concerning norms of different levels, meaning that EU law is always supreme to Member State law. The supremacy of EU law is mainly ensured through consistent interpretation, the duty of sincere cooperation and state liability; but it may in some situations also entail that a Member State court is required to disapply national rules inconsistent with the higher norms of EU law ('exclusion'). Direct effect, however, is only connected to individual subjective rights, guaranteed exclusively by EU law. If such a right is expressed in a directive provision that is unconditional and sufficiently precise, the Member State court must not only disapply the inconsistent national law, but also replace it with the EU norm expressing that individual right ('substitution'). In other words, in the latter situation, the court must fill in the gap left in the national law:

⁵⁴ L Squintani and E Plambeck, 'Judicial Protection Against Plans and Programmes Affecting the Environment' (2016) *Journal for European Environmental and Planning Law* 294, with references to the literature on the matter.

⁵⁵ K Lenaerts and T Corthaut, 'Of Birds and Hedges. The Role of Primacy in Invoking Norms of EU Law' (2006) *European Law Review* 287–315; K Lenaerts and P van Nuffel, *European Union Law* (3rd edn, Sweet and Maxwell, 2011); K Lenaerts, I Maselis and K Gutman, *EU Procedural Law* (Oxford University Press, 2014).

Then it does matter whether the norm relied upon was intended to confer rights upon individuals and whether it is sufficiently clear, precise and unconditional because, on the one hand, the norm identifies the object of the benefit claimed and the person who must provide that benefit and, on the other hand, the norm indicates when and under what conditions this right can be deemed to be created in the legal order allowing for the right to be claimed.⁵⁶

To conclude, primacy according to these authors is a general conflict rule between norms of different hierarchic value, whereas direct effect is a tool for the implantation of individuals' subjective rights according to EU law in the national systems.

Michael Dougan is an outspoken representative of the trigger model.⁵⁷ In contrast to Lenaerts and others, he argues that direct effect is not only relevant for the enforcement of individuals' subjective rights, but encompasses any situation where the norms of EU law produce independent effects within the national legal systems. On his view, all kinds of directive provision that are unconditional and sufficiently precise can be invoked as grounds for judicial review in the national system by those who are protected by that provision: 'In other words, direct effect is perfectly capable of accommodating the needs for an administrative law doctrine of standing to enforce Community measures intended to protect the public or general interest'.⁵⁸ He also criticises the supremacy model for trying to create a clear distinction between exclusion and substitution. Such a distinction is not easy to find or establish, Dougan argues, which is why this model becomes random and inconsistent. He also argues that the principle of direct effect becomes blurred if one emphasises supremacy as a general concept, as this model is built upon the idea that EU law is always superior in the national systems. In contrast, the trigger model is built upon the notion that *primacy is a consequence of direct effect*, namely

⁵⁶ Lenaerts and Corthout (n 55) 291.

⁵⁷ M Dougan, 'When Worlds Collide! Competing Visions of the Relationship between Direct Effect and Supremacy' (2007) *Common Market Review* 931–63; M Dougan, 'The Direct Effect and Supremacy of EU Law' in A Dashwood, M Dougan, BJ Rodger, and D Wyatt (eds), *Wyatt and Dashwood's European Union Law* (Hart Publishing, 2011).

⁵⁸ Dougan, 'When Worlds Collide!' (n 57) 934.

the disapplication of those national rules that are inconsistent with unconditional and sufficiently precise EU norms.⁵⁹

As often in legal scholarship, the differences in views are not that clear and mostly relate to specific areas of law. As for the debate on primacy and direct effect of EU law, one must also take into account that the case law of the CJEU has developed rapidly over the past 10 years and that the positions have developed accordingly over time. This is clearly illustrated in one of the leading commentaries on general EU law in English—Craig and de Búrca's *EU Law—Text, Cases and Materials*.⁶⁰ In the earlier editions, direct effect was described as something that was connected to the existence of individual subjective rights in a narrow sense. Later on, the authors recognised that this position was problematic when it came to areas of law dealing with general or diffuse interests, such as environmental law. In the latest 2015 edition, Craig and de Búrca point to the differences in understanding of direct effect: a narrower view where the concept confers individual rights and a broader one where precise and unconditional directive provisions can be used as a means for judicial review in order to determine whether the national administration has remained within the parameters set in Union law.⁶¹ A decisive issue here is how to define 'individual rights' and who are the bearers of those rights. Even though the authors find the CJEU's case law ambiguous on the issue, they refer to *Janecek* and *ClientEarth*, arguing that the Court has given strong rules on the requirement of access to court to enforce particular obligations on national authorities in the context of environmental directives. Even so, they conclude:

While certain strands of case law—mainly those in which the CJEU focuses on a particular substantive EU law right, often an EU legislative right—require specific national remedies to be made available, and particularly in certain sectors such as competition, consumer, and environmental law, many other cases continue to emphasize the primary responsibility of the

⁵⁹ Further on supremacy and direct effect, see J Engström, 'The Principle of Effective Judicial Protection after the Lisbon Treaty' (2011) *Review of European Administrative Law* 53–68; S Prechal and R Widdershoven, 'Redefining the Relationship between "Rewe-effectiveness" and Effective Judicial Protection' (2011) *Review of European Administrative Law* 31–50.

⁶⁰ P Craig and G de Búrca, *EU Law: Text, Cases and Materials* (Oxford University Press, 1998–2015).

⁶¹ Ibid, 2015 edition, 203 and with reference to *Stichting Natuur en Milieu* (n 69).

national legal system, subject only to the principle of equivalence and effectiveness.⁶²

B. Reflections on Direct Effect in the Environmental Area

In the legal scholarship of today's environmental law the broader understanding of direct effect is dominant. To most authors, direct effect concerns the ways and means available to the public concerned to challenge decisions by authorities in relation to demands for a certain environmental quality in accordance with clear indications under EU law.⁶³ The direct effect of EU law has also been described as the duty of the court or another authority to apply the relevant provision *ex officio*, either as a norm governing the case, or as a standard for legal review.⁶⁴ In this way, they argue, provisions with direct effect could be used by all concerned parties, regardless of whether they provide individual rights.⁶⁵ An oft-cited passage in this direction is from a paper by Prechal and Hancher, where they condemn as 'conceptual pollution' the idea that the existence of individual subjective rights is a decisive prerequisite for direct effect.⁶⁶

For my own part, I agree with this general position as I find it impossible to reconcile the narrow attitude towards direct effect as a means for safeguarding only individual subjective rights with the development of the jurisprudence of the CJEU in recent years in the area of environmental law. As will be shown below, the CJEU instead emphasises *both rights and duties* expressed in directive provisions with direct effect. In this way, this case law expresses two aims of direct effect—a dual approach.⁶⁷ First,

⁶² Ibid, 246 and 251.

⁶³ J Jans and H Vedder, *European Environmental Law* (4th edn, Europa Law Publishing, 2011) 222–31; see also E Fisher, B Lange and E Scotford, *Environmental Law: Text, Cases, and Materials* (Oxford University Press, 2013).

⁶⁴ S Prechal, *Directives in EC law* (2nd edn, Oxford University Press, 2005) 241.

⁶⁵ D Langlet and S Mahmoudi, *EU Environmental Law and Policy* (Oxford University Press, 2016) 21. See also M Eliantonio, 'Enforcing EU Environmental Law Policy Effectively: International Influences, Current Barriers and Possible Solutions' in Sara Drake and Melanie Smith (eds), *New Directions in the Effective Enforcement of EU Law and Policy* (Edward Elgar Publishing, 2016) 175–201; M Hedemann-Robinson, *Enforcement of European Union Environmental Law: Legal Issues and Challenges* (Routledge, 2007); P Wennerås, *The Enforcing of EC Environmental Law* (Oxford University Press, 2007).

⁶⁶ S Prechal and L Hancher: 'Individual Environmental Rights; Conceptual Pollution in EU Environmental Law' (2002) *Yearbook of European Environmental Law* 85, 98.

⁶⁷ Commission Notice 2017 (n 9), section C, paras 31–57.

to protect rights and second, to secure that EU legislation in the environmental sphere is complied with at Member State level. The latter approach, reflecting the principle of ‘rule of law’, is especially relevant in environmental cases. What obviously complicates the discussion is how ‘rights’ are to be defined in an environmental law context, since this is an area of law dominated by the public interest. My point of departure for the analysis is that all provisions of EU law with sufficient clarity and precision have direct effect—meaning the substitutional effect on incompatible rules of national law—and that those who are qualified as bearers of the interests expressed in these provisions should be able to challenge the national decision making in court in line with the principle of judicial protection. Another starting point is that the Union legal system cannot discriminate between different areas of law concerning the enforcement of common obligations, although the doctrine of direct effect must be adapted to the legal context in which it functions. As traditional individual subjective rights belong to areas where there are distinct bearers of the rights that are expressed in EU law—such as free movement of goods and services, labour law, social security, migration and so on—the legal system would be biased if the public interests (such as clean air, sound water resources and a rich biodiversity) were to be prevented from going to court in order to counter-balance the interests of developers and enterprises. In my view, such an attitude would not be in line with either the high ambitions of environmental protection within the Union—expressed in Article 3(3) TEU, Articles 11 and 191 TFEU and Article 37 of the Charter—or the fundamental principles of judicial protection according to Article 19 TEU and Article 47 of the Charter.

C. The Development of the CJEU’s Case Law on Direct Effect

To begin with, it should be noted that some years ago the CJEU had already clarified that environmental provisions in EU law can also have direct effect. The first of these cases dealt with the EIA Directive, long before the EU ratification of the Aarhus Convention.⁶⁸ Others concerned Natura 2000 and species protection. Many of these cases were brought

⁶⁸ See J Darpö, ‘Article 9.2 of the Aarhus Convention and EU Law: Some Remarks on CJEU’s Case-law on Access to Justice in Environmental Decision-making’ (2014) *Journal for European Environmental & Planning Law* 367.

to court by ENGOs.⁶⁹ It is reasonable to suppose that this influences the concept of rights in environmental matters. Moreover, in these cases the CJEU seems to focus not on rights, but on obligations. In *Kraaijeveld*, the Court had stressed the possibility for those concerned to rely on the provisions in the directive in order to challenge an administrative decision in court, especially in relation to the obligation of Member States 'to pursue a particular course of conduct'.⁷⁰ This statement has been repeated in a series of environmental cases, where the CJEU has said that it would be incompatible with the binding effect attributed to a directive to exclude the possibility that the *obligation which it imposes* may be relied on by those concerned. The CJEU has furthermore stated that the effectiveness of such an act would be weakened if individuals were prevented from *relying on it* before their national courts, and if the latter were prevented from *taking it into consideration* as an element of EU law in order to rule whether the national legislature had kept within the limits of its discretion set by the directive.⁷¹ In more recent case law, the CJEU has emphasised that, concerning provisions with direct effect, 'natural and legal persons directly concerned must be able to require the competent authorities, if necessary by bringing the matter before the national courts, to observe and implement such rules'.⁷² Furthermore, in *Janecek*, the CJEU made clear that

whenever the failure to observe the measures required by the directives which relate to air quality and drinking water, and which are designed to protect public health, could endanger human health, the persons concerned must be in a position to rely on the mandatory rules included in those directives.

⁶⁹ For example C-44/95 *Regina v Secretary of State for the Environment, ex p Royal Society for the Protection of Birds (Lappel Bank)* [1996] ECR I-3805, WWF (n 12), C-165-167/09 *Stichting Natuur en Milieu v College van Gedeputeerde Staten van Groningen* [2011] ECR I-4599.

⁷⁰ *Kraaijeveld* (n 11) para 56.

⁷¹ WWF (n 12) para 69; *Linster* (n 11) para 32; *Waddenzee* (n 34) para 66 and C-41/11 *Inter-Environnement Wallonie and Terre Wallonne ASBL v Region Wallonne* EU:C:2012:103, para 42.

⁷² *Stichting Natuur en Milieu* (n 69) para 100; see also *Inter-Environnement Wallonie* (n 71) para 42.

In *Stichting Natuur en Milieu*, this reasoning was used analogously concerning legislation on atmospheric pollution.⁷³ It is not far-fetched to suppose that the rationale of these latter-mentioned cases also covers legislation on chemicals, waste, water and other areas.

Evidently, the underlying reason for the jurisprudence of the CJEU is that the Member States shall not have the advantage of being able to evade the obligations of EU environmental law by simply avoiding implementing them. Clearly, this argument relates to the rule of law. Another reason is that the public plays a crucial role as guardian of the correct application of EU law, something already stressed by the Court in *Van Gend en Loos*.⁷⁴ This is even truer when it comes to EU environmental law and has been emphasised in a number of cases concerning the Aarhus Convention and its implementation into the EIA Directive.⁷⁵ That the ENGOs play a key role in promoting EU environmental law was finally confirmed in *Trianel*, where CJEU stated (my italics):

It follows more generally that the last sentence of the third paragraph of Article 10a of Directive 85/337 must be read as meaning that the '*rights capable of being impaired*' which the environmental protection organisations are supposed to enjoy must necessarily include the rules of national law implementing EU environment law and the rules of EU environment law having direct effect.⁷⁶

It follows from this case that ENGOs represent the environmental interest, not only where the EU law provisions have been implemented in national legislation, but also where they have direct effect by way of being sufficiently precise and unconditional. A reasonable conclusion to be drawn from this judgment in combination with the CJEU's reasoning in *Slovak Brown Bear*⁷⁷ and the principle of judicial protection in Article 19 TEU is that this role of the ENGOs is generally applicable in all areas of EU environmental law.

Against this backdrop, it seems the idea that the existence of individual subjective rights is a prerequisite for direct effect has played out its role

⁷³ *Stichting Natuur en Milieu* (n 69) paras 94–100.

⁷⁴ C-26/62 *Van Gend en Loos v Netherlands* [1963] ECR 1, the penultimate paragraph (not numbered) above 'The second question', see Brakeland (n 12).

⁷⁵ C-260/11 *David Edwards v Environment Agency* [2013] WLR 2914 para 40, C-530/11 *Commission v UK* [2014] 3 WLR 853 para 47.

⁷⁶ *Trianel* (n 13) para 48.

⁷⁷ *Slovak Brown Bear* (n 13) para 51.

in EU environmental law. Of course, one may water down the notion of individual rights by giving it an extremely wide definition—from substantive property rights in a traditional sense to the procedural possibility for ENGOs to appeal a decision or omission where an authority applies provisions of EU environmental law. However, in doing so, ‘rights’ loses all meaning as a legal concept. This can be illustrated by the second *Slovak Brown Bear* case, where the CJEU made clear that Article 47 of the Charter was applicable to a situation where an ENGO had appealed a decision to construct an enclosure for deer within a Natura 2000 site.⁷⁸ My view is therefore that we should instead openly acknowledge that the rights of individuals and direct effect are two separate concepts in the area of EU environmental law. Though rights for individuals in a wide sense may have importance for the individual’s standing in environmental cases, the concept mainly becomes interesting when claims for damages are made against a Member State for failing to implement EU law correctly according to the *Francovich* doctrine.⁷⁹ Therefore, in describing direct effect on this area of EU law, we ought to focus on the *obligations* of the national authorities according to provisions of sufficient clarity. In my view, this would make the doctrine clearer and also more compatible with the principle of legal protection.

In conclusion, I contend that direct effect of EU environmental law relates to *clear obligations* and means that the public concerned shall have *standing* in order to challenge decisions by national authorities on subjects that are covered by provisions that are sufficiently precise and unconditional. In addition to this, the requirement *to take it into consideration* expressed in the case law of the CJEU means that the Member State court must make an evaluation of its own of the case to see whether

⁷⁸ *LZ II* (n 13).

⁷⁹ Joined Cases C-6/90 and C-9/90 *Francovich and Bonifazi v Italy* [1991] ECR I-5357. I will not further discuss how to apply the *Francovich* doctrine in environmental law here, but it may have at least some room for application where individuals have had harm inflicted on them due to breaches in the proper implementation of EU legislation at Member State level. Such examples may include damages to property, see C-201/02 *R (Delena Wells) v Secretary of State for Transport, Local Government and the Regions* [2004] ECR I-723; or prohibitively high costs in environmental proceedings, see *Edwards* (n 77). However, as was illustrated in C-420/11 *Leth v Austria* [2013] 3 CMLR 2, there is little room for state liability towards individuals who suffer damage from an activity that has been approved without a preceding EIA in breach of the EIA directive. For more on the impact of *Francovich* in environmental cases, see Wennerås (n 67) 150.

the administration has decided in accordance with those provisions. Thus the direct effect has *two legal consequences*: first, standing in the case and, second, that of being invocable in court.

D. Who Belongs to the Public Concerned?

According to Article 9(2) and its implementation in EU law, the definition of the class of persons who have standing in environmental cases is those who either have a *sufficient interest* in the matter or allege the *impairment of a right*.⁸⁰ ENGOs meeting certain criteria shall be deemed to have sufficient interest and rights capable of being impaired for the purpose of having standing.

The different ways that the Member States provide for the safeguarding of those rights and interests under EU law are open to their own choice under the notion of national procedural autonomy, though the principles of equivalence and effectiveness must be respected. Certain criteria for ENGO standing are thus acceptable, but only if they are set at a level that does not conflict with the aim of providing the public concerned a wide access to justice. As for individuals' standing, the situation is more complex. Clearly, the 'double approach' to individuals' standing is not an invitation to limit their possibilities of challenging administrative decisions concerning the environment. If, essentially, the national rules on standing do not go beyond what is already protected through a traditional rights-based approach, this falls short of what is required by the Aarhus Convention.⁸¹ In its case law, the CJEU has stated that Member States have a significant discretion to determine the conditions for the standing of individuals, including the confinement to *individual public-law rights*. The crucial question here is to understand what that expression—deriving from the German *subjektiv-öffentliches Recht*—actually means. To me at least, it is not very clear. What is clear, though, is that according to *Janecek*, health issues on a very general level also trig-

⁸⁰ The ELD Directive identifies three categories of the 'public concerned' that are all on equal footing, including also natural and legal persons 'affected or likely to be affected by environmental damage', see Article 12.1 ELD (n 6), which was confirmed in *Gert Folk* (n 13), paras 52–58. Also other environmental directives include this 'third category'—for example the EIA directive (n 4) Article 1.2.c, but only as a general definition of the 'public concerned'. Future CJEU case law will show if the *Gert Folk* judgment will have wider implications for legislation outside the scope of ELD.

⁸¹ ACCC/C/2010/50 *Czech Republic*, para 76.

ger standing for those who are concerned. In this case, the CJEU found that an affected person should have the possibility available to challenge with legal means any administrative decision or omission that concerned his rights according to Directive 96/62 on ambient air, including the requirement for the authority in charge to draw up an action plan. A similar approach may well be applied in cases concerning other aspects of environmental quality, such as the status of water. A reasonable conclusion is therefore that the jurisprudence of the CJEU will develop towards wider standing for individuals in environmental cases. I also believe that individuals will be afforded greater possibilities to invoke public interests in cases where they have been granted standing. There are two reasons for this. First, it is often difficult to distinguish public interests from private, which can be illustrated with cases concerning air quality. Second, in line with *Janecek* and *ClientEarth*, it would not be surprising if the CJEU further strengthened the rule of law in environmental cases, meaning that the obligations expressed in environmental directives must be complied with by the national authorities, regardless of who is driving the case.

E. Substantive and Procedural Legality

According to Article 9(2), the scope of the review on appeal shall include both the formal and the substantive legality of all kinds of decisions concerning activities that are covered by that provision. This has been elaborated upon by the Compliance Committee in a series of decisions.⁸² The case law of the CJEU has not been so developed in this respect, at least not directly dealing with the Aarhus Convention. Even so, in relation to the EIA Directive, one can safely say that the statements made by the CJEU in those cases clearly show that the review may concern all aspects of the legality of the administrative decisions under that legislation. Also in other environmental directives, there are express provisions requiring the national courts to review the substantive legality of the application of law by the competent authorities.⁸³ Moreover, if one looks in wider circles and takes into account a multiplicity of cases, the picture becomes clearer. As shown above, a combination of *Stichting Natuur en Milieu*, *Janecek*, *ClientEarth* and *Slovak Brown Bear* shows that the case law of

⁸² ACCC/C/2010/48 (Austria) para 66, ACCC/C/2008/33 (United Kingdom) para 124, ACCC/C/2011/63 (Austria) paras 52–53 and 66, also *Implementation Guide*, 207.

⁸³ For example, Article 25 IED (n 5), and Article 13 ELD (n 6).

the CJEU is developing towards the purpose of ensuring that the aim of the law is achieved. In another case that concerned access to information, *East Sussex*, the CJEU made clear that a national judicial review procedure must allow for ‘the court or tribunal hearing an application for annulment of such a decision to apply effectively the relevant principles and rules of EU law when reviewing the lawfulness of the decision’.⁸⁴ Also, in *Commission v Germany*, the CJEU emphasised that the review in national courts should concern ‘both the substantive and procedural legality of the contested decision in its entirety’.⁸⁵ In addition, in nature conservation law, it is a common feature that the administration may authorise certain activities only if no reasonable scientific doubts remain as to whether the activity will damage the protected interest.⁸⁶ According to the case law of the CJEU, when a court reviews those decisions, it must determine whether the technical and nature scientific evidence relied upon by the administration leaves room for any such doubts. Thus the court is obliged to assess this evidence on its own accord and cannot leave this to the administration’s discretion.⁸⁷ Even though the case law of the CJEU on the matter has required such an assessment to be undertaken only concerning the adoption and the content of EIAs and similar instruments in nature conservation law, in addition to plans and programmes aimed at reducing pollution of different kinds in different elements of the environment, there is no reason to believe that this rationale is less valid in other environmental cases.

F. Administrative Appeal and Judicial Review

A remaining issue to deal with concerns *what kind of appeal body* the public concerned has access to when challenging administrative decisions in environmental matters. As was illustrated by the *Appeals Ban* case in the Swedish HFD, one may argue that there are inconsistencies between Aarhus and EU law on this matter. Although the Swedish case was somewhat peculiar, the situation as such is not unusual in the Member States. Most national systems have types of environmental decisions—or omis-

⁸⁴ C-71/14 *East Sussex County Council v Information Commissioner* [2016] CMLR 5, para 58.

⁸⁵ C-137/14 *Commission v Germany* EU:C:2015:683, para 80.

⁸⁶ This is, for example, the case with activities that may have a significant impact on Natura 2000 sites; see *Waddenzee* (n 34) para 59.

⁸⁷ See *Kraaijeveld* (n 11), paras 56–57.

sions for that matter—that are not appealable in court. Any court in a Member State which is faced with such a situation must decide whether to dismiss the legal challenges to the administration's standpoints or to grant standing *contra legem*.⁸⁸

Normally, access to justice provisions relate to the possibility for the public concerned to bring legal action in a 'court or another independent and impartial body established by law'. Due to their close connection to scientific and technical issues, the general complexity of cases with many actors and interests and the need for a non-bureaucratic procedural order, environmental cases on appeal are often dealt with by specialised bodies or tribunals outside the ordinary courts system. Sometimes these are staffed with experts of their own. For those tribunals, to be able to satisfy the requirements of being an 'independent court or tribunal', certain criteria must be met. As the expression used in Article 9(2) of the Aarhus Convention closely relates to the ones used in Article 6 of the European Convention on Human Rights (ECHR) and Article 267 TFEU, guidance can be found in the jurisprudence of both the ECtHR and CJEU regarding the term 'tribunal', denoting an autonomous concept, meeting certain criteria.⁸⁹ According to the case law of the Strasbourg Court, the tribunal must, to begin with, be established by law and undertake its functions of determining matters within its competence on the basis of rules of law, following proceedings conducted in a prescribed manner.⁹⁰ Also, its members must be independent and impartial. The independence of a body is assessed on the basis of the manner in which members are appointed, the duration of their terms of office, and guarantees against outside pressures. It is also significant whether or not the body is *re-*

⁸⁸ This was also what the Slovak Supreme Court did when the CJEU delivered the answers to their questions; see *The VLK Case Slovakia—Application of Art. 9 Para 3 of the Aarhus Convention According to the Decision of the Court of Justice of the European Union* (Justice and the Environment, 2011), available at: www.justiceandenvironment.org/_files/file/2011%20ECJ%20SK.pdf.

⁸⁹ Thus the following tribunals were accepted by the ECtHR: a board for deciding compensation for criminal damage in Sweden, *Gustafsson v Sweden* (1996) 22 EHRR 409; an authority for real estate transactions in Austria, *Sramek v Austria* (1984) 7 EHRR 351; a prison board for visitors in the UK, *Campbell and Fell v UK* [1984] 4 ECHR 7819; and an appeals council of the Medical Association of Belgium, *Le Compte a.o v Belgium* (1983) 5 EHRR 533.

⁹⁰ *Sramek v Austria*, *ibid*, para 36, see also *Coëme and others v Belgium* [2000] ECHR 249.

garded as independent by impartial spectators.⁹¹ Lay assessors are generally acceptable, but in some cases their objectivity may be challenged.⁹² Furthermore, it is acceptable that the first decision in a case is taken by an authority, so long as the possibility exists of appealing that decision to a court, without restriction on the scope of examination. Finally, the decision of the tribunal must be binding, prohibiting the government or other authorities from setting it aside.⁹³ As for the CJEU, it has its own, closely related jurisprudence on these issues according to the so-called Vaasen criteria under Article 267 TFEU.⁹⁴

Interestingly, Article 9(3) of the Aarhus Convention only demands access to 'administrative or judicial procedures'. This requirement seems to satisfy itself with administrative appeals; that is, an appeal to a higher level within the administrative system or to a specific appeal body or tribunal, even if that body does not meet the criteria of being 'independent and impartial'. However, the procedure still has to be fair and effective according to Article 9(4). This is a strange legal construct, which really does not concord with the ordinary perception of access to justice. Furthermore, as there is little case law from the Compliance Committee on the relationship between Articles 9(3) and 9(4), the understanding of this concept is less developed. This can partly be explained by the fact that such an order clearly breaches EU law, which is built on the cooperation between national—independent and impartial—courts and tribunals and the CJEU. The obvious reason for this is that the EU law system as

⁹¹ *Campbell and Fell* (n 89) para 78.

⁹² In the case of *Langborger v Sweden* (1989) 12 EHRR 416, the Housing and Tenancy Court was not accepted in a case concerning the right of the applicant to stay outside the organisations that had nominated the lay assessors. However, in this case, the European Court also commented that such members 'appear in principle to be extremely well qualified to participate in the adjudication of disputes between landlords and tenants and the specific questions which may arise in such disputes' (para 34).

⁹³ *Zander v Sweden* [1993] ECHR 59.

⁹⁴ CJEU Joined Cases C-9/97 and C-118/97 *Jokela and Pitkäranta* [1998] ECR I-6267, about the Finnish Maaseutuelinkeinojen Valituslautakunta (Rural Business Appeals Board) and Case C-205/08 *Umweltanwalt von Kärnten v Kärntner Landesregierung* [2009] ECR I-11525 about the Austrian Umweltsenat, also case 61/65 *Vaasen—Goebbels v Beambtenfonds voor het Mijnbedrijf* [1966] ECR 261. For further reading, see Lenaerts and van Nuffel *European Union Law* (n 55) 54, and J Darpö, *Effective Justice? Synthesis report of the study on the Implementation of Articles 9.3 and 9.4 of the Aarhus Convention in the Member States of the European Union*, available at http://ec.europa.eu/environment/aarhus/access_studies.htm.

a whole requires that decisions can be challenged in a national court or tribunal according to Article 267, thus enabling the CJEU to have a final say on the matter.⁹⁵ As is well known, the CJEU is a strong believer in the First Commandment.⁹⁶

There is one more strong argument as to why the public concerned should have access not only to administrative appeal but to a court or tribunal, and that relates to ‘equality of arms’.⁹⁷ In many environmental cases, the applicant for a permit or a derogation will always be allowed to appeal to court, as the decision concerns his or her ‘civil rights and obligations’ according to the ECHR. If one were to deny the opposing interests a similar opportunity, this would surely create an imbalance in the procedure, which is hardly acceptable from a democratic point of view. Furthermore, such discrepancies would raise a systematic problem. One can hardly handle a procedure where there is one kind of standing for decisions covered by Union law, and another for purely domestic ones. In the environmental law area, Union law and national law are tightly interwoven and any effort to make a distinction at the appeal stage in a case would lead to endless and futile discussions.

VII. Closing Remarks

In this chapter I have discussed the encounter between the Aarhus Convention and EU law on environmental matters, focusing on access to justice. My conclusions are much the same as the ones that Chris Hilson draws in Chapter 4 of this volume, namely that when we discuss ‘rights’ in EU environmental law, we usually mean the procedural rights for the public concerned. The existence of individual subjective rights seldom plays a decisive role in the case law of the CJEU concerning the direct effect of environmental provisions. In my view, we can achieve more clarity in our analyses if we instead focus on the unconditional and clear obligations found in the legislation: that representatives of environmental interests—typically ENGOs—should have *standing* in a national court to challenge administrative decision making, and the *possibility to invoke*

⁹⁵ See CJEU Opinion 2/13 on Accession of the European Union to the European Convention for the Protection of Human Rights and Fundamental Freedoms, EU:C:2014:2454.

⁹⁶ See also Commission Notice (n 9) paras 23, 94, 210 and 212.

⁹⁷ A classic case illustrating this concept is *McLibel 2* from the European Court of Human Rights, *Steele & Morris v UK*, (2005) 41 EHRR 403.

the obligations for that court to take them into account and disapply any national legislation incompatible with EU norms.

Thus I contend that if we look beyond the labels of the legal construct, this is the European way of creating procedural ‘environmental rights’, namely to let ENGOs defend the environmental interests expressed in EU law. Admittedly, the CJEU would not phrase it that way and the system has its shortcomings. To begin with, many directives and other regulations of EU environmental law are framed broadly and in general terms, thus excluding the possibility of finding any clear obligations expressed therein. However, I do not think this aspect should be over-emphasised, as the CJEU has shown considerable imagination in finding obligations in EU environmental law and the jurisprudence on the matter is developing dynamically.⁹⁸ A clearer drawback relates to the fact that the environmental rights according to the EU principle of judicial protection are *procedural* and that EU law on the environment is sometimes weak in substance or even lacking in important areas. At least from a Nordic perspective, the EU regulations on chemicals is not very far-reaching. On urbanisation and the need for green infrastructures in the cities, EU law is fragmented and has very little to say. Forestry and mining are activities that are mainly regulated at Member State level. On noise, there is silence. As for the natural resources of the sea, the stage of EU legislation is still dominated by the strong economic actors representing extraction interests. Whether sufficient effort will be placed on combating climate change is very doubtful, even though we are surely not the ‘baddest guys’ in that game. Even on core areas of Aarhus, the

⁹⁸ Another important step was taken in late 2017 by the CJEU in the *Protect* case (C-664/15). Here, the Court first made the common statement about Article 9(3) of Aarhus not having direct effect in EU law (para 45). But then it added that that Article in conjunction with Article 47 of the Charter and the substantive provision at stake—that is Article 14(1) of the Directive 2000/60 (Water Framework Directive, WFD)—must be interpreted as meaning that a duly constituted environmental organization must be able to contest before a court a decision granting a permit for a project that may be contrary to the obligation to prevent the deterioration of the status of bodies of water as set out in the WFD. If the procedural rules in the Member State do not allow for this under the doctrine of compliant interpretation, it would then be for the national court to disapply those provisions (paras 55–58). In my view, this judgment is a major step forward compared with the *Slovak Brown Bear* case, as the CJEU says that Article 9(3) does have direct effect when combined with provisions of environmental directives which are unconditional and sufficiently precise. A summary of the case can be found on the website of the Task Force on Access to Justice, see n 15.

attitude on transparency and access to justice within the EU institutions is embarrassing, and has been criticised by the Compliance Committee.⁹⁹ If by ‘environmental rights’ we mean the law in substance—that is, the right to live in a healthy environment—the concept remains most doubtful. But if we argue that ‘environmental rights’ is a label for the possibility open to the public concerned to enjoy transparency, public participation and access to justice in decision making under environmental law, such as it has been expressed by the legislature, we are on the way.

⁹⁹ See the findings of the Compliance Committee in case ACCC/C/2008/32 Part II European Union (2017-03-17); see also Darpö (n 35).

Jan Darpö

EU-rätten och den processuella autonomin på miljöområdet*

Om det svenska systemet med tillåtighetsförklaringar
och mötet med europarätten

In this article, I discuss some aspects of the general impact of European law on environmental proceedings in Sweden. These aspects have each, to some extent, been highlighted in a controversial case about a limestone quarry on the Baltic Sea island of Gotland in Sweden, the Bunge case. I use this case to analyze and discuss the encounter between the Habitats Directive and the ability of the Swedish government and the environmental courts, according to the Environmental Code, to declare a certain activity permissible prior to the commencement of that activity, with a binding effect on the subsequent permit procedure. Second, I discuss whether a system that allows early decisions on permissibility with binding effect might conflict with the basic requirement for access to justice for the public concerned according to EU law and the Aarhus Convention. Third and last, I use the Bunge case to discuss the requirement for timeliness in environmental proceedings. In this respect, the article also concerns international obligations according to the European Convention on Human Rights (ECHR) and the Aarhus Convention.¹

* Nordisk Miljörättslig Tidskrift 2012:2, s. 3.

¹ Den forskning som legat till grund för artikeln har generöst finansierats av Ragnar Söderbergs Stiftelse. Jag vill också tacka Faculty of Law/University of New South Wales för möjligheten att forska i lugn och ro i den inspirerande miljön i Sidney under hösten 2012.

1. Inledning

1.1 Bakgrund och syftet med artikeln

En miljöhändelse som väckt stor massmedial uppmärksamhet i Sverige under det senaste året är det s.k. Bunge-målet. Det handlar om företaget Nordkalks ansökan om tillstånd till ett kalkbrott i Bunge på ön Gotland och målets handläggning i miljödomstolarna. Det är svårt att uttala sig om orsakerna till uppmärksamheten annat än i allmänna ordalag. Det är fråga om en verksamhet som kan orsaka skada i ett mycket skyddsvärt område, ett förhållande som engagerat stora delar av miljörörelsen. Även fackmyndigheterna på naturvårdsområdet – Naturvårdsverket och länsstyrelsen på Gotland – har hela tiden varit mycket kritiska till projektet och har drivit målet i domstolarna. Här finns vidare påståenden om påtryckningar från politiska och ekonomiska intressen på domstolarna och JO-kritik mot myndigheter för bristande förståelse av jävsproblematiken. Till detta kommer att domstolsinstanserna har bedömt frågan helt olika, delvis i polemik mot varandra. EU-kommissionen har också intresserat sig för tåkten under pågående mål.

För den svenska publiken har jag redan kommenterat Bunge-målet i artiklar som är publicerade i andra sammanhang, dit den som är intresserad av de närmare detaljerna i målet kan söka sig.² Denna artikel är istället ämnad för en bredare och nordisk läsekrets och här presenterar jag några miljöprocessuella funderingar kring mötet mellan den svenska miljöprövningen och våra EU-rättsliga och folkrättsliga förpliktelser. Förutom i Bunge-målet, har jag funnit inspiration till ämnet i mitt arbete med att samordna och sammanfatta en studie åt EU-kommissionen om implementeringen av artikel 9.3 i Århuskonventionen i 17 av unionens medlemsstater.³

EU-rätten bygger på att den vid regelkonflikter gäller framför medlemsstaternas lagstiftning och att den kan tillämpas direkt. Det unionsrättsliga kravet på företräde innebär att myndigheter och domstolarna i

² Det rör sig om två artiklar, båda med titeln Bunge-tåkten och EU-rätten. De återfinns båda i fulltext på min publiceringssida, <http://www.jandarpö.se/rapporter.asp>. Den kortare versionen är också publicerad i nättidningen JPMiljönet 2012-10-14.

³ Syntesrapporten har titeln Effective Justice? Synthesis report of the study on the Implementation of Articles 9.3 and 9.4 of the Aarhus Convention in Seventeen of the Member States of the European Union, 2012-11-11. Den finns – tillsammans med de nationella rapporterna från de 17 medlemsstaterna – på kommissionens hemsida, se <http://ec.europa.eu/environment/aarhus/studies.htm>.

vissa situationer ska bortse från motstridiga nationella regler. Samtidigt utgår systemet från att EU-rätten ska tillämpas i de 27 medlemsstaternas befintliga rättsordningar i enlighet med nationella regler, dvs. processuell autonomi. Autonomi innebär egentligen bara att det är upp till medlemsstaterna att bestämma hur EU-rätten ska iakttas på nationell nivå, varför man i litteraturen även använder uttrycken "procedural competence" eller "national procedural responsibility".⁴ I teorin kan det här framstå som en harmonisk ordning, men i konstruktionen ligger en motsättning som kommer fram i situationer där de nationella reglerna hindrar eller försvårar att unionsrätten får genomslag. Motsättningen mellan EU-rätten och den processuella autonomin kan givetvis utgöras av direkt motstridiga nationella regler eller undermålig implementering. Men den kan också vara indirekt genom den allmänna påverkan som EU-rätten har på de nationella besluts- och processordningarna. Ett exempel är att det numera i flera EU-rättsliga akter på miljöområdet ställs krav på viss tillsyn och rapportering, något som i sin tur får konsekvenser för den administrativa organisationen i medlemsstaterna. I dessa fall är det alltså fråga om ett mera systematiskt inflytande på så vis att de materiella reglerna inom unionsrätten förutsätter ett antal organisatoriska och processuella förhållanden för ett effektivt genomslag.

Avsikten med denna artikel är att mot bakgrund av det ovan sagda diskutera tre frågeställningar kring det inflytandet som Europarätten i vid mening utövar på den svenska miljöprocessen. Den första frågan gäller konstruktionen med s.k. tillåtighetsförklaringar, ett slags preliminärbeslut om att ett visst projekt kan utföras på en särskild plats. Jag menar att denna konstruktion kan medföra problem när det gäller genomförandet av materiella EU-rättsliga krav, i Bunge-målet illustrerat genom art- och habitatdirektivet. Den andra frågan gäller tillåtighetsförklaringarna och allmänhetens tillgång till rättslig prövning enligt EU-rätten och Århuskonventionen. Här finns anledning att diskutera om den domstolsprövning som erbjuds är effektiv. Den tredje och sista frågan gäller miljöprövningen i allmän domstol. Här gäller diskussionen främst tidsaspekten och de krav som ställs genom artikel 6 i Europakonventionen om de mänskliga rättigheterna (EKMR). Jag avslutar med några ord kring domstolarnas roll som väktare av det EU-rättsliga systemet.

⁴ Craig, P & De Búrca, G: *EU Law – Text, Cases and Materials* Oxford University Press (5th ed. 2011), s. 220.

1.2 Allmänt om den svenska miljöprövningen

Miljölagstiftningen utgörs i Sverige främst av miljöbalken (1998:808, MB) och plan- och bygglagen (2010:900, PBL). Miljöbeslut tas i många fall av kommuner eller kommunala nämnder. En mängd beslut tas också av länsstyrelsen, t.ex. inom det ”gröna området” (artskydd och naturvård). Det finns också en mindre kategori beslut som fattas av centrala förvaltningsmyndigheter som Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Jordbruksverket. När det gäller tillstånd till olika verksamheter meddelas sådana i huvudsak av länsstyrelserna eller mark- och miljödomstolarna. Vissa tillstånd enligt sektorslagstiftning meddelas dock av fackmyndigheterna. Exempel på detta är järnvägsplan enligt lagen (1995:1649) om byggande av järnväg och vägplan enligt väglagen (1971:948) samt bearbetningskoncession enligt minerallagen (1991:45), vilka meddelas av Trafikverket respektive Bergmästaren.

Alla beslut enligt MB och PBL överklagas i samma linje. Kommunal beslut överklagas till länsstyrelsen, därefter till någon av de fem regionala mark- och miljödomstolarna och slutligen till Mark- och miljööverdomstolen (MÖD). För de mål som börjar i en myndighet är MÖD slutinstans. De mål som börjar i en mark- och miljödomstol – främst tillstånd till vattenverksamhet och miljöfarliga verksamheter av större omfattning – överklagas också till MÖD, men går sedan vidare till Högsta domstolen (HD). Krav på prövningstillstånd gäller i både MÖD och HD. Tillstånd enligt sektorslagstiftningen överklagas i regel till regeringen, vars beslut enbart kan angripas genom rättsprövning i Högsta förvaltningsdomstolen (HFD).

En del av själva beslutsfattandet i den svenska miljöprövningen ligger alltså i allmän domstol. Att en domstol agerar som tillståndsorgan är vi helt ensamma om inom EU. Till och med i vårt förvaltningsrättsliga syskonland Finland har man övergivit systemet med domstolar som tillståndsorgan och det finns få motsvarigheter i övriga världen.⁵ Vi skiljer oss också från många andra medlemsstater genom att vår överprövning i domstol är reformatorisk, dvs. den överprövande domstolen prövar hela målet om igen och avslutar med ett nytt avgörande i sak. Det gamla

⁵ Se Darpö & Kuusiniemi & Vihervuori: Miljöprövningen i vågskålen. Förvaltningsrättslig Tidskrift 2009 s. 323, på s. 330 ff. För en vidare utblick, se Pring, G & Pring, C: Creating and Improving Environmental Courts and Tribunals. The Access Initiative, World Resources Institute, Sturm College of Law/University of Denver 2009 – <http://www.law.du.edu/index.php/ect-study?>.

beslutet ersätts alltså med ett nytt, åtminstone som huvudregel. Som en konsekvens av den reformatoriska processen dömer våra miljödomstolar med tekniska experter som ledamöter, s.k. tekniska råd. Att processen är reformatorisk är dock inte unikt för den svenska miljöprocessen, inte heller att det ingår tekniska ledamöter. Detsamma gäller ju i Finland, där såväl Vasa förvaltningsdomstol som Högsta förvaltningsdomstolen i Helsingfors dömer med sådana ledamöter. I Danmark går de flesta överklaganden till Natur- og Miljøklagenævnet (NMK), ett domstolsliknande organ på nationell nivå. Andra sådana överprövningsorgan i EU:s medlemsstater är Umweltsenat i Österrike, An Bord Pleanála (Planning Appeals Board) i Irland och First-tier Tribunal/Upper Tribunal i Storbritannien. En del av dessa organ är tillräckligt opartiska och oberoende för att passera som "court or tribunal" enligt artikel 6 EKMR och enligt artikel 267 TFEU.⁶ Gemensamt är dock att de räknas som en del av den administrativa besvärssystemen och att det i samtliga fall finns en möjlighet att få deras beslut överprövade genom rättsprövning eller laglighetsprövning i domstol. Det här systemet ansluter också till den helt förhärskande ordningen för överklagande av miljöbeslut inom EU, nämligen att de – oavsett om det är fråga om tillståndsbeslut, tillsynsbeslut eller andra ställningstaganden – tas inom administrationen och att domstolarna kommer in i bilden först genom rättsprövning av beslutets formella och materiella laglighet.

1.3 Bunge-målet i korthet

Bunge-takten är planerad till ett område med konkurrerande markanvändningsintressen. Naturvårdsverket har pekat ut det som riksintressant för naturvården, samtidigt som Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) har angett området som riksintressant för brytning av kalkstensfyndigheter. Till detta kommer att tåktområdet ligger i direkt anslutning till två Natura 2000-områden, Bästeträsk och Bräntings haid. I områdena finns flera skyddsvärda naturtyper som är upptagna i EU:s art- och habitatdirektiv, varav några är prioriterade. Tåkten hotar dessutom flera arter utanför Natura 2000-områdena som omfattas av bilaga 4 till direktivet. En stor del av kontroversen i Bunge-målet gäller om det kan uppkomma skada på de skyddsvärda naturtyper och arter som finns i och omkring Natura 2000-områdena.

⁶ Se EU-domstolens avgörande i C-205/08 om Umweltsenat i Österrike.

Nordkalk – uppbackade av SGU och gruvnäringens branschorganisation – menar att påverkan på de motstående intressena är begränsad och att föreslagna skyddsåtgärder garanterar att det inte uppkommer påtaglig skada på de skyddsvärda arterna eller naturtyperna. Naturvårdsverket, Länsstyrelsen på Gotland, Artdatabanken/SLU och naturvårdsorganisationerna menar istället att tåkten är otillåten med hänsyn till de skyddsvärda arterna och omgivande Natura 2000-områdena. Gotlands kommun tillstyrker ansökan, men ifrågasätter – i likhet med övriga motparter – bolagets slutsatser om påverkan på grundvattnet i de skyddsvärda områdena. Vad som emellertid är ostridigt mellan parterna är att risken för påverkan består i förändrad avrinning och uttorkning eller förändrade tillflöden, både med avseende på fluktuationer och på vattenkvaliteten. Till riskbilden hör också att det finns två andra verksamheter planerade i området som kan påverka Natura 2000-intressena; dels ett vattentag i sjön Bästeträsk, dels en utökning av en pågående takt i området (SMA-takten i Stucks).

Domstolsbehandlingen av kalktakten började redan 2005 med att Nordkalk ansökte om tillstånd till två provbrott, vilket meddelades av miljödomstolen i Stockholm och fastställdes av MÖD i september 2006. Ansökan om tillstånd för huvudverksamheten inkom till miljödomstolen i Nacka i maj 2006, dvs. redan före MÖD:s dom om provtakten. Ansökan omfattade flera tillstånd enligt MB, däribland enligt de s.k. Natura 2000-reglerna. Miljödomstolen avslog ansökan i december 2008.⁷ Domstolen menade bl.a. att det verkade högst troligt att det skulle uppstå skada på de skyddsvärda arterna och naturtyperna och det inte framstod som sannolikt att det skulle gå att förhindra det genom den återföring av vatten som bolaget föreslagit.

Domen överklagades av Nordkalk som yrkade att MÖD i första hand skulle meddela tillstånd, i andra hand förklara verksamheten tillåtlig och återförvisa till miljödomstolen för fastställande av villkor. MÖD:s dom kom i oktober 2009.⁸ Domstolen ansåg att verksamheten var förenlig med de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken. När det gällde Natura 2000-intressena ansåg domstolen sig förhindrad att göra en samordnad prövning av vattentaget ur Bästeträsk och SMA-takten av processuella skäl. Sedan uttalade man att det fanns osäkerheter i bedömningen av de hydrologiska förhållandena i området, men att de planerade skydds- och

⁷ Miljödomstolen i Nackas dom 2008-12-19 i mål nr M 1826-07.

⁸ Miljööverdomstolens dom 2009-10-09 i mål nr M 350-09.

kontrollåtgärderna ”bör leda till att effekterna inte påverkar de skyddade livsmiljöerna i området som helhet eller medför att de skyddade arterna utsätts för en störning som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet av arterna i området”. Domstolen menade att verksamheten därmed var tillåtlig och målet återförvisades till miljödomstolen med uppdrag att meddela tillstånd för verksamheten och föreskriva nödvändiga villkor. Domen överklagades till HD, som dock inte meddelade prövningstillstånd.⁹

Målet gick därefter alltså tillbaka till miljödomstolen i Nacka som meddelade dom i november 2011.¹⁰ Domstolen gick igenom företagets förslag till villkor och reste en rad invändningar. När det gällde Natura 2000, uttalade man att det ska vara klarlagt att verksamheten inte kan påverka de skyddsvärda intressena på ett otillåtet sätt och att villkoren ska formuleras redan när tillståndet meddelas. Domstolen ansåg sig därför inte bunden av MÖD:s tillåtighetsförklaring, eftersom där inte angavs några villkor för verksamheten och de uttalanden som överrätten hade gjort var för allmänt hållna. Därmed ansåg miljödomstolen att man kunde göra en egen bedömning i målet och avslag återigen Nordkalks ansökan om tillstånd.

Miljödomstolens dom överklagades av Nordkalk. MÖD:s avgörande kom sommaren 2012 och innebar att Nordkalk fick de tillstånd man sökt, förenat med verkställighetsförordnande. Domstolen började med att kommentera frågan om prövningens omfattning och där var man kritisk till miljödomstolen. MÖD menade att frågan om företagets tillåtlighet var avgjord genom den lagakraftvunna domen från 2009 och att prövningsordningen förutsätter att underinstanserna lojalt följer processuella anvisningar vid en återförvisning. Endast i undantagsfall kan det bli aktuellt att avslå en tillståndsansökan efter sådan återförvisning,

⁹ Det bör också nämnas att frågan om jäv aktualiserades efter MÖD:s dom 2009. Föreningen Bevara Ojnarens kogen (FBO) vände sig nämligen till JO och klagade på att 1:a statsgeologen Anders C vid SGU dels hade varit verksam som konsult åt Nordkalk i arbetet med ansökan om Bunge-takten, dels hade deltagit i myndighetens remissvar. JO var kritisk och menade att mycket talade för att det förelåg en jävssituation. Efter JOs beslut ansökte FBO resning av målet i HD (NJA 2011 s. 884). I det målet avgav MÖD ett yttrande där man menade att jävsfrågan hade beaktats vid prövningen i målet. HD konstaterade att föreningen hade talerätt, men fann att de omständigheter som föreningen hade åberopat inte utgjorde grund för resning. Därefter ålades FBO av domstolens majoritet att betala rättegångskostnader till Nordkalk på 20 000 kr i resningsmålet. Minoriteten menade emellertid att frågan om rättegångskostnader skulle bedömas i enlighet med de regler som gäller för miljömål i allmänhet och ogillade Nordkalks anspråk.

¹⁰ Miljödomstolen i Nacka, dom 2011-11-30 i mål nr M 5418-10.

t.ex. om sökanden inte följer kompletteringsförelägganden från domstolen och det därför inte går att fastställa villkor för verksamheten. Sedan upprepade man uttalandet från 2009, dvs. att verksamheten utlöser tillståndsplikt enligt Natura 2000-reglerna, men att de planerade skydds- och kontrollåtgärderna *borde* leda till att effekterna på arterna och naturtyperna i områdena hölls på en godtagbar nivå. Man bestämde därefter utsläppsvillkor för avledning och återfiltrering av täktvatten. Villkoret om efterbehandling av täkten sattes dock på framtiden.

Naturvårdsverket, flera miljöorganisationer och enskilda överklagade domen till HD och begärde inhibition av verkställighetsförordnandet. HD meddelade tämligen omgående prövningstillstånd i frågan om *vilken betydelse MÖD:s lagakraftvunna dom från 2009 om tillåtlighet har för den efterföljande tillståndsprövningen*. I övrigt förklarades målet vilande. I mitten av oktober förordnade HD att tillståndet inte fick tas i anspråk tills vidare. I beslutet pekade domstolen på att MÖD 2012 hade utgått från att 2009 års dom var bindande i fråga om verksamhetens tillåtlighet och därför begränsat omfattningen av sin prövning. Då nu prövningstillstånd hade meddelats i den frågan måste målet betraktas som helt öppet. Vidare har ett stort antal klagande framfört invändningar och verksamheten kan redan i det inledande skedet medföra stora skador på miljön. Mot den bakgrunden ansåg domstolen att sökandens intresse av omedelbar verkställighet av tillståndet inte vägde över intresset av att avvakta slutlig dom i saken. Det är i skrivande stund osäkert när slutlig dom i målet kan förväntas.

1.4 EU-kommissionens brev till regeringen

Under målets handläggning i MÖD 2012 påbörjade EU-kommissionen en kommunikation med svenska regeringen om Bungetäkten. Ärendet hade initierats genom en anmälan av tre miljöorganisationer där man argumenterade för att MÖD:s tillåtlighetsdom från 2009 inte var förenlig med EU-rätten. I februari 2012 skrev kommissionen till regeringen genom EU Pilot.¹¹ Inledningsvis konstaterar man att täktområdet är un-

¹¹ EU Pilot är ett verktyg för kommunikation mellan kommissionen och medlemsstaternas regeringarna för hantering av klagomål och synpunkter på implementering av EU-rätten. Verktyget är avsett för diskussion och förhandling i ett tidigt skede så att formella överträdelseärenden kan undvikas, se Hadroušek, D: Speeding up Infringement Procedures: Recent Developments Designed to Make Infringement Procedures More Effective

dantaget från skydd och undrar om utpekandet av områdena hade skett utifrån enbart vetenskapliga kriterier. Därefter frågade kommissionen om tillståndsgivningen hade skötts i enlighet med artikel 6.3 i art- och habitatdirektivet och den rättspraxis som utvecklats av EU-domstolen (C-127/02 *Waddenzee*). Här undrade man också om det fanns fall där svenska myndigheter eller domstolar har följt ett förfarande där beslutet att bevilja ett tillstånd för ett projekt eller en plan redan har fattats och innebär att myndigheten eller domstolen är bundet till att enbart föreskriva villkor för projektet.

I regeringens svar redogjordes för de svenska reglerna om MKB och tillståndsprövning av Natura 2000, därefter för turerna i miljödomstolarna. Regeringen konstaterade att domstolarna hade kommit till olika slutsatser i sina bedömningar, men också att målet fortfarande pågick. När det sedan gällde den andra av kommissionens frågor, löd svaret:¹²

Utöver de ärenden om det svenska genomförandet av bestämmelserna i art- och habitatdirektivet som rör Natura 2000, där den svenska regeringen och kommissionen tidigare haft informationsutbyte kring liknande frågeställningar, känner regeringen inte till några sådana fall.

I juni återkom kommissionen med ytterligare frågor. Nu riktade man in sig på de svenska domstolarnas begäran om förhandsavgöranden. Man frågade dels om domstolarna måste ange skäl vid avslag på ett yrkande om en sådan begäran, dels hur många gånger en begäran till EUD som gjorts i miljösmål. Dessutom skrev kommissionen:

Mot bakgrund av svenska domstolar rätts- och annan praxis och eftersom de två rättsinstanserna i fråga verkar ha motsatta åsikter om tillämpningen av relevant EU-lagstiftning, skulle denna omständighet kunna anses vara ett tillräckligt skäl för Mark- och miljööverdomstolen att be om ett förhandsavgörande när den kommer att behandla ärendet om kalkstenstakten för andra gången? Om svaret på föregående fråga är nekande, på vilka grunder skulle Mark- och miljööverdomstolen ensam tolka relevant EU-lagstiftning?

Regeringens svarade på de två första frågorna. När det gällde beslutsmotivering vid avslag på yrkanden om att begära förhandsavgörande, hänvisade man till lagen (2006:502) med vissa bestämmelser om förhands-

(Journal of European Environmental & Planning Law (JEEPL) 2012 s. 235. Författaren är tjänsteman vid tjeckiska UD.

¹² Miljödepartementet 2012-03-07, dnr M2012/366/R, s. 5.

avgörande från Europeiska unionens domstol, som ju tillkom efter tidigare kritik från kommissionen. Av den lagen framgår att domstolen ska ange skälen för sitt avslag. Antalet inhämtade förhandsavgöranden från EUD i miljömål angavs vara noll från miljödomstolarna, ett från MÖD och tre från Högsta domstolen. Frågorna i citatet närmast ovan avstod regeringen att svara på med hänvisning till att målet fortfarande pågick.

1.5 Tillåtlighetsförklaringar i svensk rätt

Den tillåtlighetsförklaring som MÖD meddelade 2009 grundades på 22 kap. 26 § miljöbalken (22:26 MB). Här framgår att sökanden kan yrka att miljödomstolen i särskild dom avgör frågan om verksamheten är tillåtlig. Om det är angeläget, får domstolen då också besluta om tillstånd till de byggnadsarbeten som måste utföras snarast. Bestämmelsen har en vattenrättslig historia, där motsvarande möjlighet fanns i 1983 års vattenlag (VL). Här bör man komma ihåg att VL byggde på att domstolen *först bedömde* verksamhetens tillåtlighet, *därefter satte* villkoren för verksamheten. Ordningen innebar att villkor om utförandet eller ”jämkning” endast kunde göras om det fanns utrymme inom ramen för tillåtligheten.¹³ Om alltså verksamheten nätt och jämnt klarade ribban i ”tillåtlighetsbedömningen”, minskade möjligheten att ställa krav på skyddsåtgärder. Kostbara sådana skulle nämligen medföra att det s.k. båtnadskravet inte uppfylldes, dvs. att fördelarna med företaget översteg nackdelarna. Den här uppdelningen i tillåtlighet och villkor för utförande blev tidigt föremål för kritik. Enligt Michanek var det missvisande att skilja begreppen åt, eftersom samtliga regler syftade till att klargöra vilka materiella krav som måste uppfyllas för att verksamheten skulle få tillstånd. Han menade också att det vore mera systematiskt att först fastställa villkoren och därefter göra en slutavvägning.¹⁴ Vattenlagens ordning skilde sig också från den som gällde enligt 1969 års miljöskyddslag (ML). Den lagen byggde på att beslutsorganet först fastställde villkoren för verksamheten, därefter gjorde en slutavvägning där man tog ställning till om det trots villkoren kunde uppkomma otillåtna olägenheter. Någon möjlighet till till-

¹³ Prop. 1981/82:130, s. 419.

¹⁴ Se Michanek, G: Den svenska miljörättens uppbyggnad (Iustus 1985), s. 78 f. och Svensk miljö rätt (Iustus, 2:a uppl. 1993), s. 208 f.

låtighetsförklaringar fanns heller inte i ML, däremot ett mera begränsat "igångsättningsmedgivande" till vissa byggnadsarbeten.¹⁵

Miljöbalken bygger på samma systematik som ML, dvs. att man vid tillståndsprövningen först sätter villkor på verksamheten (2:3-7 MB), därefter gör en slutavvägning (2:9 MB). Samtidigt finns alltså möjligheten till att göra preliminära tillåtighetsbedömningar enligt 22:26. Möjligheten utnyttjades inte särskilt mycket i balkens barndom och när det ändå skedde satte MÖD upp stränga villkor för sådana "preliminärbedömningar".¹⁶ I MÖD 2003:95 undanröjdes miljödomstolens tillåtighetsbeslut om ett raffinaderi med hänvisning till brister i MKBn. Domstolen uttalade då att en tillåtighetsprövning inte kan göras mindre omfattande när det gäller verksamhetens miljöpåverkan än vid en tillståndsprövning.¹⁷ Vägledande för tillåtighetsprövningar är också MÖD 2006:54. Underlaget i det målet var en komplett ansökan om tillstånd med MKB, ansökan hade remissats till myndigheter och berörda och huvudförhandling hade hållits. Därmed menade MÖD att utredningen räckte för att fastställa de grundläggande villkoren för verksamheten och den kunde därför förklaras tillåtlig. Målet visades sedan åter till miljödomstolen för meddelande av tillstånd med närmare villkor. I MÖD 2008:40 uttalade domstolen att en tillåtighetsförklaring innebär ett grundläggande ställningstagande för att lokaliseringen är godtagbar enligt miljöbalken. Ingenting hindrar emellertid att verksamheten begränsas i den efterföljande tillståndsprövningen eller ytterligare krav på utredning och försiktighetsmått ställs. Här betonade också domstolen något som sades redan i 2006 års avgörande, nämligen vikten av att precisera vilka anläggnings- och byggnadsåtgärder som omfattas av tillåtighetsförklaringen. I MÖD 2009:40 uttalade domstolen att när en verksamhet förklarats tillåtlig, måste sökanden kunna förlita sig på att det efterföljande tillståndet i allt väsentligt överensstämmer med denna inledande bedömning. Det villkor om tidsbegränsning

¹⁵ I översättningsnyckeln till miljöbalken sägs visserligen 22:26 MB motsvara 21 a § ML, men då avses paragrafens andra stycke om byggnadstillstånd ("igångsättningsmedgivande"), dvs. att vissa arbeten kunde påbörjas "utan hinder av att tillståndsfrågan inte har blivit slutligt avgjord".

¹⁶ En sökning på Domstolsverket rättfallssamling (www.rattinfosok.dom.se/MÖD) på 22:26 MB ger tio träffar, varav några inte gäller tillåtighetsbedömningar enligt lagrummet.

¹⁷ MÖD 2011:51 om LKAB i Svappavaara träffar en liknande situation, då sökanden avgränsat ansökan på ett otillåtet sätt och ansökan därför avvisades.

som hade satts upp av miljödomstolen i tillståndet godtogs därför inte då den inte framgått redan av tillåtighetsförklaringen.

Systemet utgår alltså från att man först anger ramen och lokaliseringen för en verksamhet genom en tillåtighetsförklaring, därefter meddelar tillstånd och villkor. Det bygger också på att underrätten vid återförvisning lojalt följer överrättens bedömning och instruktioner.

1.6 Regeringens tillåtighetsbeslut enligt 17 kap. MB

Det har inte varit särskilt vanligt med separata tillåtighetsprövningar i miljödomstol och när det gäller miljöfarliga verksamheter har möjligheten främst använts när det gäller mycket stora och långsiktiga industriinvesteringar.¹⁸ De är däremot vanliga i ett annat sammanhang, nämligen genom de ställningstaganden som regeringen gör med stöd av 17 kap. MB. Detta var givetvis något som regeringen borde ha informerat kommissionen om i sitt junisvar i Bunge-målet. Regeringens tillåtighetsprövningar syftar till att de politiskt ansvariga ska ha möjligheten att ta ställning till stora projekt där svåra avvägningar mellan olika samhällsintressen måste göras. Tillstånd till vissa större verksamheter enligt miljöbalken och en rad andra lagar – exempelvis till kärnteknisk verksamhet, mineralbrytning och byggande av vägar och järnvägar – kan föregås av ett sådant tillåtighetsbeslut av regeringen. Till en början täckte katalogen av projekt som alltid skulle bli föremål för dessa beslut alla slags större industrier, anläggningar för lagring av naturgas och farligt avfall, gruvor och liknande. Listan med obligatorisk regeringsprövning har emellertid med åren bantats och kvar idag enbart kärnteknisk verksamhet (17:1 MB). Regeringen kan emellertid fortfarande förbehålla sig en sådan prövning,

¹⁸ Se t.ex. MÖD 2010:53 om Norvikudden i Nynäshamn. Det bör också noteras att reglerna och rättspraxis skiljer sig på vattenrättens område, men det får utvecklas i ett annat sammanhang. Som ett belysande exempel kan dock nämnas att miljödomstolen i Nacka godtog – med hänvisning till MÖD 2009:40 – att en tillåtighetsförklaring från 1989 enligt VL (förlängd 1998) hade fortsatt verkan vid en tillståndsprövning enligt MB, trots att tillståndet inte var förenligt med ramvattendirektivets krav på icke-försämring eller miljökvalitetsnormen ”god ekologisk status”. Domstolen menade nämligen att ”(v)arken vattendirektiv eller miljökvalitetsnormer har sådan status att de kan föranleda miljödomstolen att, till förfång för enskild part, fränkänna en lagakraftvunnen dom den s.k. ”positiva funktion” som genom rättskraften tillkommer parten.” (MD/Nacka 2011-01-28; M 1427-07 *Eldforsen i Daläven*, s. 23). Domen överklagades av Kammarkollegiet, men varken MÖD eller HD meddelade prövningstillstånd.

vilket normalt sker efter anmälan av sektorsmyndigheterna (17:3 MB). Dessutom har också kommunerna numera en möjlighet att begära att regeringen tillåtighetsförklarar vissa verksamheter (17:4a MB). Visserligen kan regeringen i dessa senare fall neka att ta upp frågan, men systemet har ändå utvecklats av vindkraftvänliga kommuner till något av en gräddfil för prövningen av stora vindparken. Överprövning av regeringens beslut sker inte i miljödomstol, utan genom rättsprövning hos Högsta förvaltningsdomstolen (HFD).

Grundidén med tillåtighetsbesluten enligt 17 kap. MB är att lokaliseringen och de övriga frågor som bedömts av regeringen inte ska överprövas av den myndighet eller domstol som hanterar de efterföljande tillståndfrågorna. Dessa ska alltså inskränka sin prövning till det närmare innehållet i tillståndet och de villkor som inte redan är bestämda. Bundenheten framgår inte av lagtexten utan har utvecklats i rättspraxis. Frågan diskuterades i av olika instanserna i målen kring Botnia-banan, och såväl MÖD som Regeringsrätten menade – bl.a. med hänvisning till miljöbalkens förarbeten – att man var bunden av regeringens 17 kap.-beslut (MÖD 2006:44 och RÅ 2008 ref. 89).¹⁹ Efter Botnia-målen har regeringen vid flera tillfällen beslutat om tillåtlighet enligt 17 kap. och samtidigt uttryckt rent allmänt att förutsättningar finns för att meddela tillstånd enligt Natura 2000-reglerna. Som ett exempel kan nämnas vindparken i Sjisjka, Gällivare kommun. Placeringen var kontroversiell och motsades av såväl länsstyrelsen, Naturvårdsverket och Kammarkollegiet. Lokaliseringen godtogs dock av regeringen som också uttalade sig i Natura 2000-frågan, vilket såväl Regeringsrätten som MÖD fann var bindande i den efterföljande tillståndsprövningen (MÖD 2009:38 och RÅ 2010 not. 52).

Sammanfattningsvis kan alltså sägas att en tillåtighetsbedömning enligt 22:26 MB i allt väsentligt är lik den som sker enligt 17 kap. MB. I båda fallen innebär beslutet ett ställningstagande för en viss lokalisering och vissa grundläggande villkor för verksamheten, vilket är bindande i den efterföljande tillståndsprövningen. Att det är en domstol som sätter ramarna i det ena fallet och regeringen i det andra utgör inte någon principiell skillnad i frågan om bundenhet, som ju i båda fallen följer av en samläsning av miljöbalkens regler och de allmänna förvaltnings-

¹⁹ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 443, se Darpö: Regeringen bestämmer över Botnia-banan (JP Miljönet 2006-07-03) och Botniabanan – slutpunkten som blev frågetecken (JP Miljönet 2008-12-19).

rättsliga principerna för gynnande förvaltningsbeslut. I frågan om domstolsprövning är ju i det senare fallet rättsprövningsinstitutet avsett att garantera lagligheten av regeringens beslut och göra det möjligt att begära förhandsavgörande från EU-domstolen.

2. Diskussion 1: Tillåtlighetsförklaringarna och bundenheten

2.1 Den kontroversiella frågan

Kontroversen i Bunge gäller tillämpningen av Natura 2000-reglerna i miljöbalken, vilka grundas på artikel 6.3 i art- och habitatdirektivet. Av bestämmelserna framgår att tillstånd för projekt som kan påverka ett Natura 2000-område får lämnas endast om verksamheten eller åtgärden *ensam eller tillsammans* med andra pågående eller planerade verksamheter inte orsakar otillåten skada. Vid skadebedömningen måste tillståndsmyndigheten vara *säker* på att verksamheten inte kan skada de skyddsvärda livsmiljöerna i området eller medföra att arterna utsätts för en betydande störning.

I Bunge-målet ansåg MÖD 2009 att verksamheten var tillätlig. Samtidigt uttalade man att det *borde* vara möjligt att meddela sådana villkor att otillåten skada inte uppkommer och man underlät – på närmast formella grunder – att göra en samordnad skadebedömning med två andra pågående eller planerade verksamheter som kunde påverka Natura 2000-området. Viktiga villkor för verksamheten bestämdes inte, utan överläts till den efterföljande tillståndsprövningen. Domen vann laga kraft genom att HD inte meddelade prövningstillstånd.

Frågan är då vad som gäller om man vid den efterföljande tillståndsprövningen inte kan formulera sådana villkor att otillåten skada undviks, eller att man finner att den sammanlagda skadebilden Natura 2000-intressena blir alltför allvarlig eller oklar. Är då fortfarande tillåtlighetsförklaringen bindande? *Om svaret blir jakande, hamnar vi i en konflikt med direktivet.* Från Nordkalks sida hävdar man att tillåtlighetsförklaringen ger en obetingad rätt till tillstånd genom att den har vunnit laga kraft. I konsekvens härmed går företaget t.o.m. så långt så att man påstår att även om miljödomstolen ansåg att MÖD:s dom bröt mot art- och habitatdirektivet – och att det var en riktig bedömning – var man bunden av tillåtlighetsförklaringen. Stöd för det synsättet hämtar man i EU-dom-

stolens tolkning av rättssäkerhetsprincipen, som den kommit till uttryck i målet *Kapferer*. Bolaget menar att avgörandet visar på respekten för nationella regler om att slutliga domar är orubbliga (res judicata).

Det finns skrivningar i MÖD:s senaste dom som kan tolkas som stöd för Nordkalks uppfattning, t.ex. att de justeringar som företaget gjort sedan sist inte "påverkar rättskraften av" 2009 tillåtlighetsförklaringen och att verksamheten "således kan bedrivas" utan otillåten skada på Natura 2000-områdena. Som enda exempel på en undantagssituation där det skulle kunna bli aktuellt att ändå avslå en tillståndsansökan nämns att det brister på sökandesidan, t.ex. genom att företaget inte följer ett kompletteringsföreläggande från domstolen. Mot den här bakgrunden kan man i varje fall påstå att MÖD:s dom är oklar med avseende på bundenheten och frågeställningen har också utvecklats till en av de avgörande i Bunge-målet. Den är emellertid vidare än så genom tillåtlighetsförklaringarnas centrala roll i den svenska miljöprövningen av större verksamheter. En inledande fråga är hur EU-rätten ser på en nationell uppdelning av ett direktivgrundat tillståndsförfarande. En andra fråga är om det finns någon grundläggande europarättslig princip som kan medföra att en uppdelning måste accepteras i det enskilda fallet, trots att konstruktionen strider emot direktivkraven. Innan jag går vidare i diskussionen om mötet mellan tillåtlighetsförklaringar och tillståndskraven i art- och habitatdirektivet, kan det därför vara lämpligt att belysa hur EU-domstolen har sett på frågan om bundenhet och rättskraft i de nationella systemen i situationer när det uppstår hinder i genomslaget för unionsrättsliga bestämmelser.

2.2 EU-domstolen om rättskraft och bundenhet

Konflikten mellan unionsrättens krav på genomslag och den processuella autonomin var något som EU-domstolen tidigt fick ta ställning till. Med åren har det utvecklats en rik rättspraxis på området där riktningen har varit en allt starkare betoning av kravet på företräde.²⁰ Rättsfallen gäller frågor som nationella processregler om talefrister och preklusion av argument, omprövning av slutliga avgöranden och bundenhet mellan domstolsinstanser. Tidiga sådana avgöranden var *Van Schijndel*²¹ och

²⁰ I den här delen har jag haft nytta och glädje av Gustaf Walls projektbeskrivning "Rättskraft i ett svenskt och europarättsligt förvaltningsperspektiv", doktorandprojekt vid Juridiska fakulteten i Uppsala.

²¹ C-430-431/93 *Van Schijndel* (1995-12-14).

Petersbroeck,²² båda från 1990-talet. I det första fallet accepterades att nya EU-rättsliga grunder inte kunde åberopas i ett sent skede i den holländska civilprocessen i strid mot nationella regler. I det andra målet som gällde skatteprocess godtogs däremot inte en belgisk preklusionsregel, då den inte skäligen kunde motiveras av grundläggande rättsprinciper om förfarandet.²³ EUD gjorde här ett vägledande uttalande om mötet mellan de unionsrättsliga principerna om lojalt samarbete och direkt effekt och den processuella autonomin som är värt att lägga på minnet (min kursiv):

Vid tillämpningen av dessa principer måste varje fall, i vilket frågan gäller om en nationell förfarandebestämmelse gör det praktiskt taget omöjligt eller alltför svårt att tillämpa gemenskapsrätten, *bedömas med beaktande av den ställning denna bestämmelse har inom förfarandet i dess helhet, dess förlopp och särdrag vid de olika nationella domstolarna*. Ur denna synvinkel finns det anledning att i förekommande fall beakta de principer som det nationella rättssystemet bygger på, som till exempel skyddet för rätten till försvar, principen om rättssäkerhet och principen om förfarandets riktiga förlopp.

Uttalandet utgår från den s.k. *Rewe-formeln* på så vis att det betonar kraven på likvärdighet och effektivitet, dvs. att EU-rättsliga fall ska behandlas lika som inhemska och att det nationella systemet inte får göra det omöjligt för unionsrättsliga bestämmelser att få genomslag i den nationella rättsordningen.²⁴ I vissa situationer är det givetvis så att domstolen accepterar att nationella regler begränsar unionsrättens genomslag. Ett sådant exempel är just *Kapferer* som är det enda rättsfall som Nordkalk åberopar. Det gällde rätt forum för en konsumenttvist, där en österrikisk kvinna ansåg att hon hade vunnit ett pris genom att besvara ett reklamutskick från ett tyskt postorderföretag. Frågan som ställdes till EUD gällde om Landesgericht Innsbruck hade möjlighet att överpröva en lagakraftvunnen dom om rätt forum i tvisten om det visade sig att avgörandet stred mot gemenskapsrätten. Här uttalade EUD att rättskraftsprincipen

²² C-312/93 *Petersbroeck* (1995-12-14), para 14. Observera att i para 20 saknas i den svenska översättningen ett INTE (jfr med engelska versionen), varför texten inte går ihop med slutet.

²³ Domen para 20 – observera dock att i den svenska översättningen saknar ett ”inte” (jfr med engelska versionen), varför texten inte går ihop med slutet.

²⁴ EUDs dom i målet kom 1976 (mål nr 33/6 *Rewe*; 1976-12-16) och var den första i en rad avgöranden som utgör grunden för det som ibland kallas *Rewe-formeln*, se Groussot, X & Minsser, T: Res judicata i EG-domstolens rättspraxis: En avvägning mellan rättssäkerhet och lagenlighet. Europarättslig tidskrift (ERT) 2007 s. 545, på s. 549 f.

är grundläggande och att EU-rättens idé om lojalt samarbete inte medför en skyldighet för de nationella domstolarna att åsidosätta lagakraftvunna domar i en situation som denna. EUD hänvisade också till C-126/97 *Eco Swiss*, där en nationell talerätsfrist på tre månader accepterades för invändningar mot en skiljedom som stred mot unionsrätten.²⁵ En annan bedömning gjordes dock i rättsfallet *Kühne & Heitz*,²⁶ som gällde en begäran om omprövning av en klassificering av exportvaror, där rättsläget hade klargjorts genom en senare dom i EUD. Här uttalade domstolen att visserligen gäller dess tolkning av en bestämmelse från den dag som bestämmelsen trädde i kraft, men att den nya förståelsen endast kan göras gällande inom ramen för myndigheternas behörighet. Det är en viktig rättssäkerhetsprincip att myndigheter och enskilda kan lita på att ett beslut är definitivt. I det här fallet kunde man ändå kräva att myndigheten skulle ändra den felaktiga klassificeringen, eftersom den var grundad på en felaktig dom av en domstol som inte hade begärt förhandsavgörande av EUD. En förutsättning för detta var emellertid att ändringen kunde ske utan skada för tredje man.

Ett fall där skador för tredje man faktiskt accepterades är det inom miljörätten så kända rättsfallet *Delena Wells*.²⁷ Här hade ett engelskt gruvbolag fått tillstånd till att återuppta en sedan länge nedlagd brytningsverksamhet utan att miljökonsekvenserna hade utretts i enlighet med MKB-direktivet (85/337, idag 2011/92). En av de frågor som ställdes till EUD var om täkttillståndet nu måste återkallas på talan från den närboende Ms Wells. Domstolen svarade att så var fallet och det faktum att tredje man – dvs. gruvbolaget – skulle drabbas genom förseningar och eventuellt indraget tillstånd inte innebar något hinder. Sådana negativa återverkningar skyddades inte av rättssäkerhetsprincipen och kunde heller inte anses utgöra en s.k. otillåten omvänd direkt effekt av direktivet. Principen om lojalt samarbete innebär att medlemsstaterna är skyldiga att se till att alla otillåtna följdverkningar av överträdelse av EU-rätten upphör. Det följer emellertid också av principen om processuell autonomi att det är den nationella domstolen som måste avgöra om det är möjligt för

²⁵ C-126/97 *Eco Swiss* (1999-06-01). Ett annat mål där en nationell tidsfrist för att framställa ett EU-rättsligt krav accepterades är C-2/06 *Kemper* (2008-02-12). I rättsfallet C-392/04 & C-422/04 *Arcor* (2006-09-19) utvecklar domstolen närmare när nationella tidsfrister inom förvaltningen kan accepteras resp. när de ska anses utgöra ett otillåtet hinder för unionsrättens effektiva genomförande.

²⁶ C-453/00 *Kühne and Heitz* (2004-01-13)

²⁷ C-201/02 *Delena Wells* (2004-01-07).

myndigheterna att återkalla tillståndet eller inhibera verksamheten för att säkerställa att en MKB upprättas i enlighet med direktivet. Ett alternativ kan också vara att den enskilda går med på ersättning för uppkommen skada.²⁸ En liknande situation bedömdes i *Brussels Hoofdstedelijk*, och där uttalade EUD att den MKB som inte tidigare hade upprättats i varje fall måste göras när drifttillstånden flygplatsen förnyades.²⁹

För att sammanfatta: Vid en läsning av rättsfallen som rör unionsrättens genomslag gentemot lagakraftvunna domar och beslut, blir det tydligt att det är fråga om ett möte mellan olika grundläggande principer. Rättssäkerhetsprincipen betraktas som en sådan, men den får ibland stå tillbaka för andra, lika grundläggande principer inom EU-rätten. Man kan säga att EUD strävar efter jämvikt mellan rättsäkerhet och unionslaglighet i en konkret bedömning utifrån omständigheterna och de berörda intressena i det enskilda fallet.³⁰ Det är fråga om en balansgång som får bedömas från fall till fall, där rättssäkerhetsaspekter vägs mot betydelsen av att unionsrätten genomförs på ett effektivt sätt.³¹ Det går också att märka att EUD är försiktigare med att underkänna lagakraftvunna domstolsavgöranden, jämfört med att kräva omprövning av myndigheter.³² Man får dock inte glömma domstolens allmänna inställning till fördragsenlig tolkning, unionsrättens krav på effektivt genomförande – vilket bl.a. innebär att domstolarna ska tillämpa den ex officio – samt skyldigheten att sätta åt sidan sådana nationella regler som strider mot EU-rätten, eller som det uttrycks i *Luccini* (para 61):³³

²⁸ Domen para 69. Det är inte glasklart vad EUD menade med den senare delen av uttalandet, men troligen avsågs möjligheten för Ms Wells att begära kompensation av den engelska staten. Det som skedde var istället att Ms Wells flyttade efter att ha köpts ut av gruvföretaget. Domen är också intressant genom att den illustrerar att vad som betraktas som "lagakraftvunnet" är ett nationellt koncept som kan variera i en medlemsstat jämfört med en annan. Ms Wells hade ju överklagat tillståndsbeslutet genom rättsprövning och i Sverige vore det inte något problem att vraka tillståndet i en liknande situation då det inte anses slutligt förrän domstolen sagt sitt.

²⁹ C-275/09 *Brussels Hoofdstedelijk Gewest et al* (2011-03-17), para 37.

³⁰ Groussot & Minsser på s. 545.

³¹ Craig & De Búrca, s. 231–234.

³² Groussot & Minsser, s. 552.

³³ C-119/05 *Lucchini* (2007-07-18). Fallet är lite apart, eftersom utgången (underkännande i den italienska civillagen om en återopandefrist) också berodde på en behörighetsfråga mellan medlemsstaterna och unionen.

Det framgår vidare av fast rättspraxis att en nationell domstol, som inom ramen för sin behörighet skall tillämpa gemenskapsrättsbestämmelserna, är skyldig att säkerställa att dessa regler ges full verkan, genom att med stöd av sin egen behörighet, om det behövs, underlåta att tillämpa varje motstridande bestämmelse i nationell lagstiftning (...).

2.3 Om bundenhet av överinstansens ställningstagande i samma mål

En annan näraliggande och för Bunge-målet intressant fråga gäller i vilken mån en underrätt är skyldig att följa ett lagakraftvunnet avgörande av en överrätt. Även här kan det givetvis uppstå en konflikt mellan de nationella processreglerna om bundenhet och EU-rättens krav på företräde och effektivitet. Det vägledande rättsfallet här är redan från 1974, *Reinmühlen*.³⁴ Det gällde en finansiell tvist där tyska Bundesfinanzhof hade upphävt en dom av Finanzgericht Hessen och visat målet åter till underrätten för vidare behandling. Nu undrade domstolen i Hessen om man måste följa den tyska processordningen som stadgade bundenhet i en situation som denna, eller om man kunde ifrågasätta avgörandet genom att begära förhandsavgörande i EU-domstolen. Svaret från EUD var tydligt och innebar att varje nationell domstol har en möjlighet – i vissa fall en skyldighet – att begära förhandsavgörande om den anser att det är nödvändigt för att kunna döma EU-rättsligt rätt i saken. EUD har upprepat denna inställning genom åren. Det relativt färskt avgörandet *Elchinov*³⁵ gällde en bulgarisk man som sökte behandling för en ögonsjukdom vid en klinik i Tyskland. När han sedan sökte bidrag för behandlingen från den egna sjukvårdsmyndigheten fick han avslag, vilket ändrades av förvaltningsdomstolen i Sofia. Myndigheten överklagade med framgång till Högsta förvaltningsdomstolen med återförvisning som följd. Då den bulgariska förvaltningsprocesslagen säger att HFD:s beslut är bindande för underrätten, begärde förvaltningsdomstolen förhandsavgörande av EUD. Man frågade om bundenheten även gällde om det fanns anledning att anta att det skulle bryta mot unionsrätten. EUD svarade att underrätten har möjlighet – men inte skyldighet – att begära förhandsavgörande. I de fall som underrätten begär förhandsavgörande, måste man sedan följa EUD:s tolkning av frågan och är skyldig att underlåta att till-

³⁴ Mål nr 166/73 *Rheinmühlen* (1974-01-16).

³⁵ C-173/09 *Elchinov* (2011-10-05).

lämpa nationella bestämmelser som bryter mot unionsrätten.³⁶ Generaladvokaten hade i sitt yttrande föreslagit att domstolen skulle ändra sin praxis i frågan, med hänvisning till att det numera finns andra effektiva instrument inom unionsrätten för dess effektiva genomslag. Domstolen gick alls inte på den linjen, eller med Backes & Eliantonos ord:³⁷

These arguments have completely ignored by the ECJ, which, by simply restating its settled case law, held that national procedural rules binding a national lower court (which is called upon to decide a case referred back to it by a higher court hearing an appeal) to the ruling of the higher court which the lower courts consider to be inconsistent with European Union law, are contrary to EU law.

Backes & Eliantono pekar också på att medan *Kapferer* avser omprövning av myndigheters beslut i en situation där EUD har ändrat sin praxis, har *Rheinmühlen*-doktrinen allmän tillämpbarhet, dvs. den täcker alla situationer där överrätten feltolkar unionsrätten.³⁸ Det bör också observeras att dessa mål inte är begränsade till bundenhet till nationell *rättspraxis*, utan istället gäller samma situation som den i Bunge-målet, dvs. ett lagkraftvunnet beslut av en högre rätt som utgör en del i prövningen i målet.³⁹

Återstår så frågan om underrätten kan underlåta att följa en nationell processregel som säger att överrättens avgörande är bindande *utan* att begära förhandsavgörande. De enda avgöranden jag kan hitta där EUD klart har tagit ställning för en sådan möjlighet rör situationer där ”olydnad” är nödvändigt för att skydda sådana rättigheter som följer av grundläggande rättsprinciper, vilket var fallet i *Küçükdeveci*.⁴⁰ Det rörde kvinna som hade blivit uppsagd i strid mot det EU-rättsliga diskrimineringsför-

³⁶ Domen para 27–30.

³⁷ Backes, C & Eliantonio, M: Taking Constitutionalization One Step Forward Too Far? The Need for Revision of the Rheinmühlen Case Law in the Light of the AG Opinion and the ECJ’s Ruling in Elchiniv (European Review of Public Law 2011 s. 839), på s. 842.

³⁸ Backes & Eliantonio på s. 849.

³⁹ Ett mål som ligger mitt emellan dessa situationer är C-2/08 *Olimpiclub* (2011-10-05), där EUD underkände en regel i den italienska regeln i civillagen som stadgar att ett avgörande i skattemål som rör samma skattesubjekt och fråga under ett tidigare år var prejudicerande för efterkommande prövningar. Detta kunde EUD inte godta eftersom det skulle hindra den nationella domstol från att göra EU-rättslig rätt vad tidigare hade dömts fel.

⁴⁰ C-555/07 *Küçükdeveci* (2010-01-19).

budet i direktiv 2000/7. EUD uttalade att förbudet väger så tungt att det dels kan göras gällande mellan enskilda (arbetsgivaren och den uppsagda), dels att underrätten kan sätta åt sidan en nationell bestämmelse om bundenhet om det behövs för att säkerställa EU-rättens genomslag, alldeles oavsett om man begärt förhandsavgörande eller inte.

Sammanfattningsvis gäller alltså att EUD har tagit avstånd från synsättet att underrätten är bunden av överrättens besked i en fråga då det kan uppstå en konflikt med EU-rätten. I dessa situationer bör den förre som huvudregel begära förhandsavgörande av EUD. Det finns också författare som menar att underrätten alltid – som i *Küçükdeveci* – kan bortse från en nationell processregel som försvårar unionsrättens genomslag utan att begära förhandsavgörande. Argumenteringen går ut på att lojalitetsprincipen i art. 4.3 i EU-fördraget är allmängiltig och att möjlighet till ofölsamhet alltid finns, så länge som EU-rätten inte sätter gränser i enlighet med *Eco Swiss*, *Kapferer* och *Kühne & Heitz*. Man kan också peka på att företrädesprincipen fått en starkare roll genom Lissabonsfördraget, där den framgår av förklaring nr. 17.⁴¹ Och även om utvecklingen inom EU-rätten nog kan sägas gå mot det hållet,⁴² har jag emellertid inte hittat något tydligt stöd för ett sådant synsätt i EUDs rättspraxis som rör mötet med den processuella autonomin. Vad som däremot finns är allmänna uttalanden som kan tolkas på det viset, t.ex. i målet om *Interedil Sri*.⁴³

Unionsrätten utgör hinder för att en nationell domstol ska vara bunden av en nationell processrättslig bestämmelse, enligt vilken den måste tillämpa den bedömning som gjorts av en högre nationell instans, när det framgår att den bedömning som denna högre instans har gjort inte är förenlig med unionsrätten, såsom denna uttolkats av EU-domstolen.

Jag menar emellertid att diskussionen om underrättens möjlighet att bortse från en överrätts avgörande i en delfråga i prövningen inte är avgörande för hur man ska se på bundenheten i den situation som uppkommer i och med de svenska tillåtighetsförklaringarna. Här finns redan tillräcklig många tolkningsdata som ger ett tydligt svar utifrån ett unionsrättsligt perspektiv.

⁴¹ Förklaringar som fogas till slutakten från den regeringskonferens som antagit Lissabonfördraget undertecknat den 13 december 2007 (30.3.2010 Europeiska unionens officiella tidning C 83/335). Förklaring till artikel 55.2 i fördraget om Europeiska unionen, nr 17.

⁴² Craig & De Búrca s. 241.

⁴³ C-396/09 *Interedil Sri* (2011-10-20), para 39, se även para 38.

2.4 Mötet mellan tillåtlighetsförklaringen och kraven för Natura 2000-tillstånd

I Natura 2000-reglerna ligger alltså att det kan uppstå en konflikt med bindande tillåtlighetsförklaringar som görs på ett tidigt stadium och kravet på säkerhet i skadebedömningen. När vi diskuterar lösningen på regelkonflikten kan det vara lämpligt att börja med de nationella reglerna, se dem i ljuset av EU-rätten och sedan diskutera om det uppnådda resultatet strider mot någon allmän EU-rättslig princip.

Jag menar inledningsvis att en utgångspunkt för bedömningen är att den nationella uppfattningen om att tillåtlighetsförklaringarnas bindande effekt – oavsett om de är grundade på 22:26 eller 17 kap. MB – får vika för EU-rättsliga krav. Bundenheten framgår inte av en lagregel, utan är en självpåtagen begränsning från domstolarna sida. Man kan givetvis argumentera för att i ordalydelsen ”frågan om verksamheten är tillåtlig” (22:26 MB) ligger att verksamheten måste tillåtas alldeles oavsett vilka konsekvenserna blir. Det är emellertid inte en så självklar tolkning att den kommer att tillåtas bryta igenom de EU-rättsliga kraven. När det sedan gäller de svenska domstolarnas rättspraxis i har frågan om bundenhet genomgående diskuterats utan att de unionsrättsliga konsekvenserna analyserats, fransett resonemang kring utredningens (MKB) och prövningens omfång. Det är anmärkningsvärt mot bakgrund av att de EU-rättsliga invändningarna gjordes redan i och efter Botnia-målet. Rättspraxis kan dock inte sägas ha en sådan omfattning eller stabilitet att den grundar några berättigade förväntningar om att en tillåtlighetsförklaring ger en ovillkorlig rätt att få tillstånd. Jag menar också att Regeringsrätten i sin omtalade andra dom om Botnia-banan (RÅ 2008 ref. 89) tog avstånd från en alltför omfattande bundenhetsdoktrin. Domstolens majoritet öppnade för detta genom skrivningen att ”(tillstånd) kan dock (...) komma att vägras om sökanden inte lyckas prestera tillräckliga kompensationsåtgärder för de skador som projektet orsakar”. Kompensationsfrågan var diskuterad, men inte prövad i regeringens tillåtlighetsbeslut. Om man anlägger det synsättet på Bunge-målet kan alltså tillståndet vägras med hänvisning till de viktigare frågor som inte slutligt avgjordes och preciserades i MÖD:s tillåtlighetsförklaring 2009.

2.5 Rättskraftsprincipen inom EU-rätten

Då blir nästa fråga om det finns en rättssäkerhetsprincip inom unionsrätten som väger över och som gör att en lagakraftvunnen tillåtlighetsförklaring ändå ger en obetingad rätt till tillstånd. Jag kan emellertid inte hitta något stöd för det synsättet i de vägledande avgörandena som redogjorts för ovan. Utifrån EU-domstolens uttalanden blir det tydligt att det är fråga om en balansgång eller avvägning mellan medlemsstaternas processuella autonomi och unionsrättens krav på företräde. Den nationella bestämmelsen ska dessutom bedömas utifrån dess ställning inom förfarandet i dess helhet. När man sedan jämför de situationer där EU-domstolen godtagit att en nationell regel utgjort hinder för unionsrättens krav på genomslag inser man att de skiljer sig på avgörande sätt från den i *Bunge*. Det har oftast gällt klart avgränsade processfrågor som varit föremål för slutgiltiga beslut eller domar. I flera av fallen har det dessutom gällt interna regler om domstolsförfarandet. Det är svårt att jämföra dessa situationer med den svenska konstruktionen med tillåtlighetsförklaringar och tillstånd, där vi har valt att dela upp prövningen av ett materiellt EU-rättsligt krav i två delar. Då är det lättare att argumentera för att EU-domstolens praxis kring domstolsinstansernas inbördes bundenhet har bäring, och här har ju domstolen gett företrädesprincipen ännu större tyngd.

I det här sammanhanget bör man också notera att EU-rättsligt agerar våra miljödomstolar som tillståndsmyndigheter, eller som EU-domstolen – med viss förvåning kan man tro – noterade i *DLV-målet*, ”med utövande av befogenheter av förvaltningskaraktär”.⁴⁴ Det här tror jag har betydelse för frågan om rättskraft och bundenhet. Vi kan knappast räkna med att EU-domstolen i en avvägning mellan EU-rättslig effektivitet och processuell autonomi kommer att ha samma förståelse för vår uppdelning av tillståndsprocessen, jämfört med den som de nationella domstolarna kan komma i åtnjutande av i den vanliga dömande verksamheten i civil- eller brottmål eller vid rättsprövning.

⁴⁴ C-263/08 *DLV* (2009-10-15), para 37.

2.6 Slutsatser om mötet mellan tillåtlighetsförklaringar och EU-rätten

Sammanfattningsvis menar jag alltså att vare sig de svenska reglerna eller EU-rätten medför att en lagakraftvunnen tillåtlighetsförklaring ska anses ha bindande verkan i den efterföljande prövningen av målet. Vid mötet mellan den svenska konstruktionen och kraven i art- och habitatdirektivet blir det istället tydligt att det måste vara möjligt för underrätten att göra en slutlig bedömning av om villkoren säkert kan skydda Natura 2000-intressena.

Det innebär att HD idag bör känna sig oförhindrad att formulera en regel som begränsar verkan av en tillåtlighetsförklaring, ett slags EU-rättslig "ventil". En sådan ska kunna utlösas i de fall den tillståndsprövande myndigheten/domstolen finner att ett tillstånd skulle strida mot EU-rätten. Att det är möjligt att förena ett beslut enligt 17 kap. med en ventil framgår av 11:23 MB, där det stadgas att tillstånd ska lämnas till vissa vattenverksamheter som omfattas av en tillåtlighetsförklaring, "om inte något annat följer av 2 kap. 9 §". Inspiration till en EU-rättslig ventil kan vidare hämtas från den diskussion som har förts kring miljöbalkens regel om omprövning av tillstånd (24:5 MB). I dagens bestämmelse står att vid omprövning får inte meddelas så ingripande villkor att verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras. Lagstiftaren har genom åren försökt att bagatellisera bestämmelsens betydelse, men det har blivit alltmer uppenbart att den inte kan tillämpas i situationer där EU-rätten kräver mer. Därför föreslog den s.k. IED-utredningen ett tillägg med just det innehållet, dvs. att begränsningen gäller så länge som annat inte följer av EU-rätten. Förslaget försvann dock under lagstiftningsarbetet i regeringskansliet.⁴⁵

Slutligen i den här frågan ska sägas att HD är rätta instansen att uttala sig i så allmängiltiga termer att en EU-rättslig ventil även kommer att omfatta de tillståndsprövningar som följer efter regeringens tillåtlighetsbeslut enligt 17 kap. MB. Som framgår av nästa avsnitt, tillkommer ju där problematiken att domstolskontrollen av regeringsbesluten sker på ett så tidigt stadium av tillståndprocessen att det kan ifrågasättas om den är effektiv i förhållande till EU-rätten. Att därutöver formulera en ventil som är allmängiltig och alltså täcker samtliga aspekter på och skeden av

⁴⁵ SOU 2011:86 Bättre miljö – minskade utsläpp, jfr med prop. 2012/13:35 Nya regler för industriutsläpp.

tillståndsprocessen – vilket jag menar vore att föredra – är däremot en uppgift för lagstiftaren.

3. Diskussion 2: Tillgången till rättslig prövning och miljöprövning i allmän domstol

3.1 Klagorätten i miljö mål

Klagorätten för enskilda i miljö mål följer de gängse reglerna inom förvaltningsrätten, dvs. att beslutet är överklagbart, angår den klagande och har gått honom eller henne emot (16:12 MB). Avgränsningen av denna krets är väsentligen gjord i rättspraxis.⁴⁶ Därtill har miljöorganisationer klagorätt med avseende på beslut eller domar om tillstånd, godkännanden och dispenser samt en begränsad kategori av tillsynsbeslut under förutsättning att de möter vissa kriterier som är uppsatta i 16:13 MB. Dessa anger att det ska vara fråga om organisationer som enligt sina stadgar har till huvudsakligt ändamål att tillvarata naturskydds- eller miljöskyddsintressen, inte är vinstdrivande, har bedrivit verksamhet i Sverige under minst tre år, och har minst 100 medlemmar eller på annat sätt visar att verksamheten har allmänhetens stöd. När det gäller miljölagstiftning utanför miljöbalken – t.ex. med avseende på skogsvård och jakt – gäller förvaltningslagen och där saknar den berörda allmänheten klagorätt. Tillåtlighetsförklaringar i domstol enligt 22:26 MB i domstol

⁴⁶ Rättsutvecklingen när det gäller talerätten på miljöområdet är snabb i Sverige. Bara det senaste året har en rad avgöranden kommit från samtliga inblandade domstolar som inneburit ökade rättsliga möjligheter för den berörda allmänheten, se bl.a. HD:s beslut 2012-03-07; Ö 882-11 och Ö 5990-10 (om överklagbarhet av tillstånd av numera insomnade Finsk-svenska Gränsälvscommissionen), HFD:s beslut 2012-06-28; mål 7943-11 (om miljöorganisationers möjligheter att överklaga beslut om vargjakt) samt MÖD 2011:46 (om enskildas möjligheter att begära omprövning av tillstånd), MÖD 2012:47 och MÖD 2012:48 (om miljöorganisationers möjligheter att överklaga tillsynsbeslut resp. samrådsbeslut). Inom regeringskansliet behandlas just nu ett förslag att tidskriteriet och Sverige-kriteriet ska tas bort. Det förra anges försvåra miljödemokratien genom att det utestänger ad hoc-organisationer, det senare strider mot diskrimineringsförbudet i Artikel 3.9 Århuskonventionen. Det kan nämnas att förslaget – vars framtid nog får sägas vara osäker – är det enda initiativ om utökad klagorätt som kommit från regeringen under senare år, trots upprepade utredningsförslag. På så vis har lagstiftaren förvandlats till en statist som tittar på när rättsutvecklingen drivs framåt av domstolarna.

överprövas i enlighet med reglerna i MB. Som tidigare nämnts, överprövas regeringens tillåtighetsbeslut emellertid inte i miljödomstol, utan genom rättsprövning hos Högsta förvaltningsdomstolen (HFD, tidigare Regeringsrätten).⁴⁷

Tidigare hade enbart enskilda som berördes av regeringens tillåtighetsbeslut möjlighet att ansöka om rättsprövning. År 2006 vidgades dock kretsen genom ny lagstiftning, delvis som ett resultat av Sveriges tillträde av Århuskonventionen. Numera ges denna möjlighet till två kategorier av berörda, dels enskilda vars civila rättigheter eller skyldigheter enligt artikel 6 EKMR berörs, dels miljöorganisationer enligt 16:13 MB om det är fråga om sådana tillståndsbeslut som omfattas av artikel 9.2 i Århuskonventionen. I artikel 9.2 anges att den berörda allmänheten och deras organisationer ska ha rätt att få den materiella och formella giltigheten av ett beslut som omfattas av artikel 6 prövad i domstol eller annat opartiskt organ. De beslut som regleras i artikel 6 gäller till att börja med tillstånd till stora och miljöstörande verksamheter som listas i bilaga 1 till konventionen (artikel 6.1.a.). Bilagan motsvarar i stora drag de listor med verksamheter som ligger under Esbokonventionen och MKB-direktivet. Uppräkningen avslutas med en tjugonde punkt som inkluderar "all verksamhet (...) där allmänhetens deltagande är föreskrivet enligt ett förfarande för bedömning av miljöpåverkan" enligt den nationella lagstiftningen. Därutöver gäller enligt artikel 6.1.b att parterna ska tillämpa bestämmelserna "i enlighet med sin nationella rätt (...) på beslut om föreslagna verksamheter som inte anges i bilaga 1 och som kan ha betydande påverkan på miljön".

Rättsprövning enligt svensk rätt motsvarar i allt väsentligt det som gäller för kontinental överprövning i domstol av förvaltningsbeslut eller anglosaxisk "judicial review". Det är alltså fråga om en begränsad prövning av beslutets formella och materiella rättsenlighet. Den skrivning som HFD regelmässigt använder är att prövningen omfattar förfarande-frågor och lagtolkning, faktabedömning och bevisvärdering samt frågan om beslutet strider mot kraven på saklighet, opartiskhet och allas likhet inför lagen. Slutligen brukar domstolen tillägga att prövningen även omfattar om regeringen hållit sig innanför det handlingsutrymme som den

⁴⁷ För en vidare analys av klagorätten, se Darpö, J: Study on the Implementation of Article 9.3 and 9.4 of the Aarhus Convention in 17 of the Member States of the European Union. National report from Sweden 2012-04-16, <http://ec.europa.eu/environment/aarhus/studies.htm>.

tillämpade rättsregeln erbjuder. En begränsning ligger dock i att den som söker rättsprövning direkt måste ange på vilket sätt som beslutet strider mot en rättsregel eller att det annars framgår klart av omständigheterna. En begäran om rättsprövning skjuter heller inte upp beslutet – vilket annars är den vanliga ordningen vid överklaganden i svensk rätt – om inte HFD beslutar om inhibition. Slutligen är processen kassatorisk, dvs. domstolen kan bara acceptera eller upphäva beslutet.

3.2 Möjligheten att rättsligt utmana tillåtighetsbeslut enligt 17 kap. MB

Regeringens inställning vid implementeringen av Århuskonventionen 2005 var att tillåtighetsbeslut enligt 17 kap. MB inte täcktes av artikel 6 i Århuskonventionen. Därmed behövdes inte någon möjlighet för allmänheten att kunna begära rättsprövning, vilket motiverades med att besluten ”endast utgör del i en prövning som leder fram till ett överklagbart beslut”.⁴⁸ Den internationella rättsutvecklingen har dock visat att en sådan inställning inte håller. Århuskonventionens efterlevnadskommitté (Compliance Committee) har i flera beslut genom åren gjort klart att preliminära ställningstaganden som dessa omfattas av artikel 6 i konventionen och därmed kravet på rättslig prövning enligt artikel 9.2. Tidigt uttalade kommittén att artikel 6 skulle tillämpas på det ställningstagande som var direkt relaterat till miljöfrågorna och att ”tillståndet” utgjordes av det beslut som i praktiken beredde vägen för aktiviteten (”effectively pave the way”).⁴⁹ Flera ärenden har gällt inledande planer för olika projekt. Kommittén har då uttalat att artikel 6 ska bedömas autonomt, alltså oberoende av vad beslutet kallas i de nationella rättsordningarna. I ett ärende som rörde Litauen klargjorde man att vissa planer kan omfattas av artikel 6 om det är fråga om avgörande beslut som tillåter att projektet utförs på en viss plats med angivande av de grundläggande kraven (”setting the basic parameters of the project”).⁵⁰ Samma slutsats drogs i ett ärende om ett större industrikomplex i nationalparken Vlora Bay i Albanien. Etableringen hade blivit möjlig genom en rad beslut på regeringsnivå. Ett av dessa avsåg enbart lokaliseringen, men ansågs ändå utgöra ett artikel 6-beslut, då det bestämde placeringen av verksamheten på en viss

⁴⁸ Prop. 2004/05:65 s. 92, se även s. 81 och 83.

⁴⁹ C/2004/8 (Armenia) para 28.

⁵⁰ C/2006/16 (Lithuania) para 58, se även C/2005/11 (Belgium).

plats efter ansökan av ett särskilt företag.⁵¹ Det ärende där kommittén tydligast uttalar sig om vad som ska gälla när ett projekt tillåts genom flera beslut är det som gällde EU:s finansiering av deponi i Litauen (min kursiv):⁵²

The Committee therefore considers that some kind of *significance test*, to be applied at the national level on a case-by-case basis, is the most appropriate way to understand the requirements of the Convention. The test should be: does the permitting decision, or range of permitting decisions, (...) *embrace all the basic parameters and main environmental implications of the proposed activity in question?* If (...) there are other environment-related permitting decisions with regard to the activity in question for which no full-fledged public participation process is foreseen *but which are capable of significantly changing the above basic parameters or which address significant environmental aspects of the activity* not already covered by the permitting decision(s) (...) this could not be said to meet the requirements of the Convention.

Samtliga beslut som har betydelse för projektet och dess miljöeffekter måste alltså omfattas av kraven på deltagande och tillgång till rättslig prövning. Frågan om beslutet omfattas av artikel 6 ska bedömas utifrån sammanhanget (on a contextual basis) och beslutets rättsliga effekter.⁵³

Det kan mot bakgrund av dessa beslut inte råda någon tvekan om att tillåtighetsförklaringar är sådana beslut som omfattas av artikel 6 och 9.2 Århuskonventionen. I lagstiftningsärendet om de nya reglerna om rättsprövning upprepade regeringen heller inte uttalandena om att tillåtighetsbesluten inte behövde vara överklagbara och genom Regeringsrättens/HFD:s rättspraxis är det numera klart att dessa beslut ska ses som tillstånd enligt artikel 9.2.⁵⁴

3.3 Hänvisningen till artikel 9.2 Århuskonventionen

Genom hänvisningen till ”tillståndsbeslut som omfattas av art. 9.2” i Århuskonventionen kommer rättsprövningens räckvidd att bestämmas av HFD, vilket innebär att domstolen fortlöpande tvingas ta ställning

⁵¹ C/2005/12 (Albania) para 67.

⁵² C/2006/17 (EU) para 43.

⁵³ C/2006/26 (Austria) para 50, se även C/2007/22 (France). Även EU-domstolen har i flera fall tagit avstånd från uppdelning av projekt för att undkomma olika miljökrav, s.k. ”salami tactics” (se bl.a. i C-392/97).

⁵⁴ RÅ 2008 ref. 89 som bekräftades i HFD 2010 not. 52 (*Sjjsjka*) och HFD 2011 not. 26.

till den internationella rättsutvecklingen på området. Förutom att följa Århuskonventionens Compliance Committee blir det fråga om renodlad EU-rätt, då artikel 9.2 har genomförts i unionsrätten genom bestämmelser som har direkt effekt i medlemsstaterna. Då konventionen dessutom är en s.k. ”mixed agreement”, dvs. både EU och medlemsstaterna är parter, får bestämmelserna i artikel 6 och 9.2 extra tyngd i de situationer som de inte fullt ut är implementerade i unionsrätten. Genom hänvisningen till artikel 9.2 har alltså den svenska lagstiftaren gjort det möjligt för HFD att fortlöpande anpassa sin rättspraxis till den snabba rättsutvecklingen på området, såväl med avseende på den materiella EU-rätten som tillgången till rättslig prövning. Bara i det senare avseendet har EU-domstolen meddelat ett antal viktiga avgöranden de senaste åren (C-237/07 *Janecek*, C-75/08 *Mellor*, C-263/09 *DLV*, C-115/09 *Trianel*, C-240/09 *Den slovakiska brunbjörnen* och C-128/09 *Boxus*) och flera är på gång.⁵⁵

Artikel 9.2 hänvisar alltså till beslut som omfattas av artikel 6. Som nämndes ovan, är det till att börja med fråga om dels sådana verksamheter som ingår i bilaga 1 till Århuskonventionen. Genom skrivningen i den tjugonde punkten inkluderas även sådana verksamheter där allmänhetens deltagande är föreskrivet enligt ett förfarande för bedömning av miljöpåverkan enligt den nationella lagstiftningen. Som nationell lagstiftning räknas i detta sammanhang både unionsrätten och den nationella rätten.⁵⁶ Det innebär att samtliga verksamheter som täcks av MKB-direktivet (2011/92) och MKB-reglerna i miljöbalken omfattas av artikel 6 och därmed tillgång till rättslig prövning enligt artikel 9.2. Såväl direktivet som balken arbetar med ”slutna listor” genom att de anger vad slags verksamheter som omfattas. För dessa verksamheter gäller antingen att det alltid ska upprättas en MKB eller att det ska ske i de fall som verksamheten kan medföra betydande miljöpåverkan. Därutöver finns skrivningen i artikel 6.1.b i Århuskonventionen som anger att bestämmelserna även ska tillämpas ”i enlighet med sin nationella rätt (...) på beslut om föreslagna verksamheter som inte anges i bilaga 1 och som kan ha betydande påverkan på miljön”. Bestämmelsen kan tolkas på

⁵⁵ Närmast C-416/10 *Križan* (begäran om förhandsbesked från SK: inhibition av miljöbeslut), C-260/11 *Edwards* (begäran om förhandsbesked från UK: kostnader), C-530/11 *Kommissionen mot UK* (överträdelseärenden: kostnader) och C-72/12 *Altrip* (begäran om förhandsbesked från DE: prövningens omfång).

⁵⁶ Se Efterlevnadskommitténs uttalande i C/2008/18 (Denmark), para 27. Uttalandet upprepas i rapporten 2008-05-22 till Tredje partsmötet i Riga (ECE/MP.PP/2008/5, para 65).

olika sätt. Den ena är att parterna själva kan bestämma vilka andra slags verksamheter som ska omfattas av kraven i artikel 6. Den andra – som stämmer bättre med ordalydelsen – är att varje verksamhet eller åtgärd med betydande miljöpåverkan ska omfattas av reglerna. Jag menar att den andra tolkningen också är rimligare av flera skäl.⁵⁷ För det första har parterna redan en möjlighet att ”lägga till” verksamheter till bilaga 1 genom tillägget i punkt 20, varför det vore ologiskt att söka uppnå samma effekt om igen i den efterföljande paragrafen. För det andra skulle den snävare tolkningen ge parterna ett helt fritt manöverutrymme, vilket rimmar illa med konventionens ambition att ge en internationell standard på området. Den nationella friheten är begränsad, vilket bl.a. betonades av EU-domstolen i *DLV-målet*. Sammantaget menar jag därför att artikel 6 omfattar dels listade verksamheter, dels alla andra slags verksamheter och åtgärder som kan medföra betydande miljöpåverkan.

Frågan om vilka verksamheter som omfattas av tillgången till rättslig prövning enligt artikel 9.2 har aktualiserats i HFD:s rättspraxis i två situationer. Den ena är att enskilda har ansökt om rättsprövning och argumenterat för att det borde ha upprättats en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) i målet eftersom verksamheten kan medföra betydande miljöpåverkan. Som reglerna är upplagda, blir HFD:s bedömning här vägledande för frågan om miljöorganisationernas talerätt under rättsprövningslagen. Exempel på rättsfall där frågan har bedömts i sak på det viset är RÅ 2006 not. 35, RÅ 2008 not. 75 och HFD 2011 ref. 4. Den andra situationen då HFD fått bedöma om ett regeringsbeslut omfattas av artikel 9.2 Århuskonventionen är då enbart en miljöorganisation har begärt rättsprövning. Då blir istället frågan om verksamheten kan medföra betydande miljöpåverkan istället avgörande för om ansökan ska avvisas eller tas upp till prövning. Sådana exempel är HFD 2011 not. 17 och HFD beslut 2012-10-10 i mål 661-12. I dessa rättsfall har miljöorganisationerna avvisats, då domstolen ansett att det inte har behövts en regelrätt MKB för att bedöma den planerade verksamheten. I samtliga fall utom ett har HFD hänvisat till att artikel 9.2 och bilagan under artikel 6.1.a är genomförd i svensk lagstiftning genom reglerna i 6 kap. MB och tillämplig på lagar som hänvisar dit. Enbart i HFD 2011 not. 17 hänvisade domstolen till artikel 6.1.b genom uttalandet att ”av intresse (.) är också artikel 6 punkt 1 b, enligt vilken bestämmelserna (...), i enlighet med

⁵⁷ Se för liknande bedömning, se *The Aarhus Convention – An Implementation Guide. Economic Commission for Europe/UN 2013 (inte ännu publicerad)*, s. 137.

den nationella rätten, ska tillämpas även på beslut om föreslagna verksamheter som inte anges i bilaga 1 men som kan ha betydande påverkan på miljön.”. Då den planerade detaljplanen inte ansågs kunna medföra sådan påverkan, avvisades emellertid ansökningarna om rättsprövning.

Sammanfattningsvis kan alltså sägas att HFD anser att tillåtlighetsbeslut är sådana som omfattas av reglerna om tillgång till rättslig prövning enligt rättsprövningslagen. Det innebär att de miljöorganisationer som möter kriterierna i 16:13 MB kan ansöka om rättsprövning av sådana beslut då de ju regelmässigt omfattas av obligatorisk MKB-plikt. I de fall ansökan avser en verksamhet där MKB-kravet inte är obligatoriskt, blir talerätten beroende av bedömningen om det kan uppstå betydande miljöpåverkan eller inte. Det är vidare anmärkningsvärt att HFD inte har diskuterat möjligheten att gå utanför de ramar som regeringen satt upp för miljöorganisationernas talerätt, dvs. att det är fråga om ett tillstånd enligt artikel 9.2 Århuskonventionen. Saken har ännu inte ställts på sin spets, men en sådan inställning försvårar unionsrättens genomslag. Exempelvis har ju EU-domstolen uttalat i *Den slovakiska brunbjörnen* att de nationella domstolarna är skyldiga att tillämpa den processuella rätten så att den står i överensstämmelse med artikel 9.3 Århuskonventionen så att miljöorganisationer ges möjlighet att överklaga miljöbeslut som kan strida mot unionsrätten.⁵⁸ Än så länge har den inställningen inte varit synlig i HFD:s rättspraxis i rättsprövningsmål.⁵⁹

3.4 Enskildas möjligheter att ansöka om rättsprövning

Förutsättningen för enskilda att kunna begära rättsprövning anslöt före 2006 års reform av rättsprövningslagen till förvaltningslagens talerättsregler och begreppet ”berörd”. Konstruktionen visade sig problematisk att tillämpa på tillåtlighetsbeslut, vilket illustrerades genom målen om Botnia-banan. Problemet är att regeringens beslut sker på ett så tidigt stadium av processen att det inte alltid går att bestämma vilka som berörs av verksamheten. När sedan tillståndet meddelas kan inte de grundläggande ställningstaganden om lokalisering och tillåtlighet ifrågasättas då de ju redan är bestämda av regeringens beslut.

⁵⁸ C-240/09 *Den slovakiska brunbjörnen*, para 51.

⁵⁹ Däremot var den avgörande för HFD:s beslut att meddela prövningstillstånd för frågan om miljöorganisationernas möjlighet att överklaga jaktbeslut på varg (HFD:s beslut 2012-06-28; mål 7943-11).

Målen i Regeringsrätten inleddes med att regeringen i juni 2003 fattade tillåtlighetsbeslut enligt 17 kap. MB om järnvägens dragning genom Umeådelat. Ett antal närboende och Sveriges Ornitologiska Förening (SOF) begärde rättsprövning, men samtliga avvisades (RÅ 2004 ref. 108 *Botna I*). När det gällde de enskilda, uttalade Regeringsrättens majoritet att planläggningen av järnvägen inte hade kommit så långt att det gick att uttala sig om vilka som skulle beröras och om vilken hänsyn som skulle tas till deras intressen. Då de enskilda ansågs ha möjlighet till domstolsprövning i ett senare skede – genom rättsprövning av regeringens fastställande av järnvägsplanen – ville domstolens majoritet inte ta upp deras talan till prövning. En ledamot var skiljaktig och pekade bl.a. på att regeringens beslut i tillåtlighetsprövningen enligt 17 kap. MB var bindande för den efterkommande järnvägsplaneringen, varför det är särskilt viktigt för den enskilde att kunna påverka i detta tidiga skede.

Därefter fortsatte arbetet med järnvägsplanen som beslutades i juni 2005 och fastställdes av regeringen två år senare. Mot det beslutet ansökte återigen ett antal enskilda och miljöorganisationer rättsprövning i Regeringsrätten. De klagande hävdade att hela lokaliseringsfrågan måste prövas för att de enskilda skulle få sina rättigheter bedömda i domstol, något som följer av både EKMR och Århuskonventionen. Domstolens majoritet menade emellertid att lokaliseringen redan var avgjord genom regeringens tillåtlighetsbeslut (RÅ 2008 ref. 89 *Botnia II*). Man ansåg heller inte att det faktum att samtliga hade avvisats i det första skedet kunde medföra att prövningen nu skulle omfatta lokaliseringen. Det hade nämligen enbart ålegat regeringen att pröva om järnvägsplanen rymdes inom tillåtlighetsbeslutets ramar. Majoritetens slutsats var alltså att rättsprövningen av järnvägsplanen inte kunde omfatta lokaliseringsfrågan bara för att en rättsprövning av den frågan tidigare inte varit möjlig. Därmed kunde heller inte rättsprövningen omfatta Natura 2000-frågan, varför det blev meningslöst att begära förhandsbesked av EU-domstolen.

Den skiljaktiga ledamoten utvecklade ett motsatt synsätt. Hon menade inledningsvis att målet borde ha avgjorts i plenum eftersom majoritetens ställningstagande stred mot vad Regeringsrätten förutsatte när samtliga sökanden avvisades i det första målet, nämligen att en förutsättningslös prövning kunde ske i ett senare skede. Hon menade också att domstolen var oförhindrad att nu bedöma lokaliseringsfrågan och intrånget på Natura 2000-intressena. Vid en sådan prövning fann hon att regeringsbeslutet stred mot art- och habitatdirektivet, varför det skulle upphävas.

Med de nya reglerna är talerätten inte längre något problem för miljöorganisationerna, då de som sagt kan begära rättsprövning av det första tillåtlighetsbeslutet enligt 17 kap. MB. Frågan är om det har skett någon förändring av situationen för enskilda berörda. Den äldre rättspraxisen blev ju till ett slags Moment 22 för dem. I det skede när tillåtligheten bedömdes för verksamheten, fick de inte klaga på beslutet. När prövningen sedan resulterar i ett överklagbart beslut eller dom, kunde överprövningen inte omfatta lokaliseringsbedömningen och de viktigaste villkoren för verksamheten.

Det är möjligt att HFD blivit medveten om problemet och utvecklat ett annat synsätt under 2006 års rättsprövningslag.⁶⁰ I rättsprövningen av Förbifart Stockholm uttalade man att de enskilda som klagat måste släppas in därför att deras civila rättigheter eller skyldigheter *kan* beröras. Avgörandet är dock enbart rapporterat som ett notismål (HFD 2011 not. 26, se även RÅ 2008 not. 75). Mot bakgrund av de starkt skiljande åsikterna i domstolen i Botnia-målen, borde frågan ha behandlats i plenum och fått sin lösning i ett vägledande avgörande. Detta kunde också vara en viktig markering inför den prövning som Europadomstolen så småningom kommer att göra av frågan på talan av de enskilda kring Botnia-banan.⁶¹

3.5 Rättsprövningen som ett effektivt rättsmedel

Enligt artikel 9.4 Århuskonventionen ska de rättsmedel som erbjuds genom artikel 9.2 vara *tillräckliga och effektiva*, inbegripet möjligheten att inhibera besluten ("injunctive relief"). När det gäller det här kravet – som f.ö. förstärks av unionsrätten och den rättspraxis som utvecklats av EU-domstolen – kan man diskutera hur effektiv rättsprövning av tillåtlighetsförklaringar är. Konstruktionen innebär ju att Högsta förvaltningsdomstolen på ett tidigt stadium av tillståndsprocessen måste analysera de unionsrättsliga konsekvenserna av beslutet och vid behov begära förhandsavgörande av EU-domstolen. Emellertid sker rättsprövningen på ett tidigt stadium då möjligheten att rätt bedöma effekterna av projektet kan vara begränsade. Typiskt sett rör besluten enbart de grundlägg-

⁶⁰ För en utförligare redogörelse i frågan, se Gustafson, L: Tillgången till rättsprövning av tillåtlighetsbeslut. Examensuppsats 30 hp, Uppsala Uppsala/Juridiska fakulteten ht-12 (<http://uu.diva-portal.org/smash/record.jsf?searchId=1&pid=diva2:555585>).

⁶¹ Case 29878/09 *Andersson and others v. Sweden*.

gande dragen i en plan för stora verksamheter, t.ex. korridorer för infrastruktur­anläggningar eller områden för lokaliseringen av vindkraftparker. Vid rättsprövningen kan begäran om förhandsbesked hos EU-domstolen alltså bara avse dessa större frågor. I det efterföljande tillståndsskedet kan följaktligen enbart frågor ställas om de närmare villkoren eftersom lokaliseringen då ju är ”färdigtolkad” av regeringen med bindande effekt i den efterföljande prövningen. Det innebär att ingenstans i processen kan den samlade effekten av verksamheten, dess lokalisering och villkoren ifrågasättas, vilket i praktiken betyder att viktiga frågor kring unionsrätten inte kommer att nå EU-domstolen.

Vidare är det så att fackmyndigheterna – till skillnad från i många andra av EU:s medlemsstater – är helt avstängda från möjligheten att begära rättsprövning. Vare sig länsstyrelsen, Kammarkollegiet eller Naturvårdsverket kan utmana regeringsbesluten rättsligt i sådana mål där de har motsatt sig verksamheten. Om ärendet ändå når HFD genom att någon annan begär rättsprövning, är de fortfarande utestängda från processen genom att de inte blir hörda i saken.

Till det kommer också att domstolens prövning i dessa frågor är relativt inskränkt, mest inriktad på brister i formalia och andra tydliga felaktigheter i regeringens rättstillämpning. Det finns visserligen exempel där domstolen har ingående bedömt de unionsrättsliga aspekterna av ett tillåtighetsbeslut, men då har det gällt utredningen i målet. Jag menar därför att det finns skäl att ifrågasätta om rättsprövningen av tillåtighetsbesluten utgör ett effektivt medel för att ge EU-rätten genomslag i situationer som dessa. Även detta talar alltså för att det är nödvändigt att förse tillåtighetsförklaringarna med en ”slutventil”, vilken möjliggör att ärendet i slutänden kan prövas i sin helhet utifrån samtliga aspekterna.

4. Diskussion 3: Miljöprövning i allmän domstol och tidsaspekten

4.1 Inledning

Bunge-målet illustrerar ytterligare ett problem med den svenska miljöprocessen och dess möte med europarätten, nämligen tidsaspekten. Den är dock inte särskild för tillåtighetsförklaringar, utan utgör ett allmänt problem. Som framgått ovan, inleddes målen i miljödomstolen för mer än sju års sedan. I realiteten påbörjades givetvis ansökan och upprättan-

det av MKBn flera år tidigare. Långbänken är – åtminstone delvis – orsakad av systemet för miljöprövning i Sverige.

Vår miljöprocess är enkelspårig på så vis att alla slags beslut avgörs i en enda domstolslinje. Detta är en fördel då prövningsordningen därmed bidrar till enhetlig rättspraxis. Samtidigt finns det inslag som gör miljöprövningen internationellt sett långsam. En förklaring till detta ligger i den reformatoriska processen, dvs. att den överprövande domstolen i princip bedömer hela saken om igen i alla dess delar. Till detta kommer att processen ofta börjar i en myndighetslinje och slutar i upprepade överprövningar i allmän domstol. Antalet instanser är i många fall fyra, i vissa fall t.o.m. fem. Det hela kompliceras också av regeringens och HFD:s roll i prövningen, dels genom tillåtlighetsprövningarna enligt 17 kap. MB, dels genom att tillstånd enligt sektorslagstiftningen överklagas till den politiska nivån, dels genom rättsprövningen. Den svenska ”salen” för överprövning i miljömål kan därmed sägas vara både vid och lång. Av tradition har porten dit – dvs. talerätten – varit trång. Som ett resultat av Århuskonventionen och EU-rätten vidgas emellertid klagorätten snabbt, varför detta inte längre är en hållbar inställning. I det läget utsätts hela prövningssystemet för påfrestningar genom en ökad måltillströmning, åtminstone inledningsvis. Det kan i sin tur resultera i ytterligare fördröjningar. Därmed ökar också risken att vi får besök av den i vårt östra grannland så kända Matti Eurén och hans likar. Trots närheten mellan Sverige och Finland och trots att vi har samma förvaltningstraditioner, har han varit helt osynlig i den svenska miljöprövningsdebatten. Det är anmärkningsvärt med tanke på hur hans närvaro har påverkat den finska miljöprocessen och vi kan lugnt utgå från att Nordkalk är väl bekanta med honom. Det kan därför vara lämpligt med en närmare presentation.

4.2 Europadomstolens dom i Matti Eurén v. Finland

Matti och Ari-Pekka Eurén drev en servicestation i Nastola i södra Finland sedan 1965. Stationen låg i ett industriområde som samtidigt var ett vattenskyddsområde för en grundvattentäkt. År 1998 infördes nya förvaringsregler för kemikalier i området, vilka skulle vara uppfyllda senast vid utgången av 2002. Euréns ville därför bygga om och utöka anläggningen, vilket krävde tillstånd enligt den finska miljöskyddslagen. Man ansökte och fick ett sådant av miljönämnden i Nastola i mars 2001. Den regionala miljöcentralen överklagade dock tillståndet och menade att det inte var förenligt med grundvattenskyddet. Vasa förvaltningsdomstol

avslag överklagandet, men lade till ytterligare villkor för anläggningen. Miljöcentralen lät sig emellertid inte nöja utan gick vidare till Högsta förvaltningsdomstolen i Helsingfors. HFD ansåg att det behövdes ytterligare utredning i målet, undanröjde tillståndet och återförvisade målet till miljönämnden. En kompletterande ansökan om en något mindre anläggning inkom i april 2004 och godtogs genom beslut i december samma år. Miljöcentralen överklagade och förvaltningsdomstolen avslag, men HFD undanröjde även det nya tillståndet genom dom i december 2007, dvs. sju år efter att processen hade börjat.

Efter avslaget fick Euréns stänga sin verksamhet på platsen. Man stämde därför finska staten vid Europadomstolen och hävdade dels att man inte hade fått tillgång till rättvis ”rättegång inom skälig tid” enligt artikel 6 EKMR, dels att deras äganderätt hade blivit inskränkt på ett otillåtet sätt, dels att man var diskriminerad jämfört med andra som drev servicestationer i andra län med andra miljöcentraler.⁶²

Den första frågan som Europadomstolen måste ta ställning till var om det hade varit en eller två processer. Euréns hävdade att det hade varit en och samma tillståndsprocess som hade pågått mellan 2000 och 2007, medan finska staten menade att det var två prövningar som varit särskilda från varandra. I den delen uttalade Europadomstolen att en förutsättning för att prövningen skulle ses som en rättegång var att de ingående processerna var oskiljaktiga och väsentligen avsåg samma sak (”proceedings are indissociable and concern essentially the same dispute”).⁶³ I det konkreta fallet pekade Europadomstolen dels på att HFD återförvisade målet till miljönämnden för förnyad bedömning i sak, dels på att såväl ursprungsansökan som den kompletterande krävde samma slags tillstånd. Det var alltså fråga om samma sak som hade bedömts två gånger av tre instanser. Sedan angav domstolen att startpunkten för beräkningen av tiden var i juni 2001, då Euréns hade lämnat synpunkter på miljöcentralens första överklagande till Vasa förvaltningsdomstol. Sammanfattningsvis fann domstolen att prövningen skulle ses som en och samma rättegång, vilken hade pågått i över sex och ett halvt år.

Den andra frågan gällde tidskriteriet, dvs. kravet om att rättegången ska ske inom skälig tid. Här uttalade domstolen att bedömningen ska göras utifrån målets komplexitet, parternas agerande och beslutets betydelse för sökanden. Euréns pekade här på att man inte hade överklagat

⁶² ECtHR 2010-01-19 (case 26654/08) *Huoltoasema Matti Eurén and others v. Finland*.

⁶³ Domen para 25.

eller försvårat processen och att det nekade tillståndet hade medfört att de fick lägga ned verksamheten. Europadomstolen konstaterade bara kort att man i ett stort antal liknande situationer hade bedömt att det skett en kränkning av tidskriteriet och att finska staten inte hade angett några giltiga skäl för ett annat synsätt i det här fallet.

Finland fälldes alltså för brott mot artikel 6 EKMR. I de övriga delarna, dvs. de påstådda kränkningarna mot äganderätten och för diskriminering ogillades käromålet.⁶⁴ Avgörandet skapade en hel del diskussion om miljöprocessen i Finland. Från domstolarnas sida är irritationen påtaglig och det påstås ibland att man numera hellre avslår en ansökan direkt, istället för att återförvisa. Jag har emellertid inte sett några undersökningar om det, men om det är en riktig uppgift är det en praxis som knappast gynnar verksamhetsutövarna.

4.3 Tidsaspekten i Bunge-målet

Bunge-målet började som nämnts ovan med ansökan om provtåkt 2005. Ansökan om tillstånd till huvudverksamheten inkom till miljödomstolen i maj 2006 och avslogs i december 2008. Då ju miljödomstolen agerar som tillståndsorgan har alltså ”rättegången” enligt artikel 6 EKMR pågått sedan överklagandet gjordes i början av 2009. Räknat på det viset går målet snart in på sitt femte år. Som nämdes i inledningen, uttalade HD i sitt senaste beslut att prövningen i MÖD 2012 var begränsad, då domstolen ansåg sig bunden av ”rättskraften” i 2009 års tillåtlighetsförklaring. Om HD nu finner att en sådan bundenhet strider mot de unionsrättsliga bestämmelserna i målet ställs man inför valet att avgöra tillståndsfrågan själv eller att återförvisa till MÖD för en fullständig prövning.

Det senare alternativet framstår inte som särskilt attraktivt av flera skäl. Ett första sådant är trovärdigheten för rättssystemet, tidsaspekten är ett annat skäl. En tredje prövning i MÖD är knappast en lösning som kommer att vinna samtliga parter gillande. Dessutom tar en förnyad och fullständig tillståndsprövning med ett stort antal parter och myndigheter troligen mer än ett år att genomföra. Därefter kommer domen att överklagas till HD, som knappast kan meddela beslut i prövningstill-

⁶⁴ Här är avgörandet också intressant eftersom Europadomstolen bekräftar ställningstagandet i rättsfallet *Fredin v. Sweden* (ECtHR 1991-02-18; case 18928/91) om att nya miljökrav på gamla verksamheter är tillåtna inskränkningar i äganderätten eftersom de kan motiveras av tungt vägande allmänintressen.

ståndsfrågan på kortare tid än tre månader. I bästa fall har då processen pågått i drygt sex år, i värsta närmare sju år. Om den processen slutar med att Nordkalks ansökan ogillas, är det knappast förvånande om bolaget i Matti Euréns efterföljd stämmer svenska staten vid Europadomstolen för brott mot tidskriteriet i artikel 6 EKMR. Det är svårt att sia om utgången i en sådan process. Å ena sidan är utredningen mer komplex i Bunge-målet, jämfört med Euréns servicestation. Å andra sidan var det också där fråga om svåra bedömningar av påverkan på grundvatten som bedömdes olika av instanserna. Till det kommer de förväntningar som väcktes genom 2009 års tillåtlighetsförklaring och som Europadomstolen kan komma att väga in i frågan. Jag tror därför att utgången i ett sådant mål inte är alldeles given.

Alternativet är att HD meddelar prövningstillstånd i resten av målet och dömer av det i sak. Visserligen har man inte tillgång till egna tekniker, men det är möjligt att förordna om en eller flera sakkunniga. Dessutom kan tillståndsfrågan bedömas mot den rättspraxis som utvecklats av EU-domstolen i mål om Natura 2000. Här har ju domstolen formulerat hanteringsregler just med tanke på den situation som vi nu har i HD, dvs. att en nationell domstol ska bedöma ett tekniskt material utan att ha sakkunniga i sitsen. Mot bakgrund av den omfattande utredningen i målet från olika myndigheter bör MÖD:s ställningstagande kunna utvärderas mot de hållpunkter om vetenskapligt tvivel som finns i *Waddenzee-målet* och *Alto Sil*, dvs. att det ur ett vetenskapligt perspektiv inte föreligger något rimligt tvivel om att det inte förekommer någon skadlig inverkan på området.⁶⁵ Därutöver måste HD ta ställning till i vilken utsträckning man kan sätta villkor för en Natura 2000-påverkande verksamhet på framtiden.

4.4 Slutsatser om den svenska miljöprövningen

Frågan om miljöprövningen och tidsaspekten är emellertid betydligt större än Bunge-målet. Som nämnts ovan, utsätts den svenska miljöprocessen rent allmänt för påfrestningar bl.a. genom kraven på ökad tillgång till rättslig prövning. En förutsättningslös diskussion om detta har dock lyst med sin frånvaro i Sverige, trots de senaste årens utredningar. Den svenska debatten har istället svängt fram och tillbaka, vilket inte minst

⁶⁵ C-127/02 *Waddenzee* (2004-09-07), para 58–59, skrivningar som citeras i MÖD 2011:50 och C-404/09 *Alto Sil* (2011-11-24), para 100.

märks på näringslivets inställning. I ena stunden är det utmärkt att vi har fyra eller fem instanser som bedömer hela saken om och om igen ända upp till Högsta domstolen, i den andra kan vi inte ha individuell omprövning av IED-anläggningar för att den svenska domstolsprocessen är så lång och omfattande. Vi behöver en mer strategisk diskussion och en djupare analys av den svenska miljöprocessen i mötet med EU-rätten. Jag tänker inte försöka mig på en sådan här, men vill ändå göra några anmärkningar. En inledande sådan är att om Sverige har valt att lägga miljöprövningen i allmän domstol och det uppstår friktioner med EU-rätten kommer vi att behöva anpassa vårt system, rimligen genom förenklingar i miljöprocessen. Dessa förenklingar kan inte åstadkommas genom att försvara för den berörda allmänheten att överklaga beslut som rör deras intressen. Sådana förändringar måste alltså ske på andra sätt, varav jag kan se två huvudalternativ. Det ena är att förändra hela systemet för domstolskontroll i riktning mot rättsprövning. Det andra är att behålla den reformatoriska processen i ett mindre antal instanser. Den senare lösningen ansluter bättre till den svenska traditionen inom förvaltningsprocessen och är att föredra av flera skäl.

Den reformatoriska processen i domstol eller domstolsliknande organ har nämligen stora fördelar. Det är ett enkelt, billigt och snabbt sätt att få till en överprövning av administrativa beslut, samtidigt som systemet garanterar en rättvis rättegång enligt artikel 6 i EKMR. I Sverige görs på miljöområdet överprövningen av miljödomstolar som har teknisk expertis. Alla slags miljömål bedöms i samma linje, oavsett om det är fråga om tillstånd, tillsyn, vite, exekution och handräckning, sanktionsavgifter eller miljöskadestånd. Enbart miljöbrotten tas fortfarande i annan ordning, vilket får betecknas som en anomali. Jag menar att fördelarna är uppenbara vid en jämförelse med andra rättssystem. Det normala i andra rättssystem inom EU är en uppdelning av frågorna till flera olika domstolar och andra instanser. Miljöbeslut tas av en myndighet och överprövas av nästa nivå inom administrationen, i separata organ eller hos ansvarigt departement. Domstolarnas kontroll sker genom en begränsad laglighetsprövning som sker utanför det normala beslutsfattandet. Slutresultatet blir ofta bara att ärendet skjuts tillbaka till beslutsinstansen, som fattar ett nytt och likalydande beslut. Överklaganden är sällan suspensiva och om inhibition begärs kan det kosta en smärre förmögenhet i form av säkerhet och liknande. Rekvisiten för inhibition kan också vara svåra att möta. Därtill görs rättsprövningen ofta av instanser högt upp i domstolshierarkin och kan därför vara extremt långdragna, vilket gör att saken kan

vara överspelad när den avgörs.⁶⁶ Vanligast arbetar man med en mer eller mindre civilprocessuell ordning där den klagande måste bevisa sin sak. Advokatobligatorium är inte ovanligt, liksom att rättegångskostnaderna kan vara höga eller mycket höga.

På ett rättsområde som är så specialiserat som miljörätten menar jag att den reformatoriska processen i särskilda domstolar eller domstolsliknande organ med tekniska ledamöter är överlägsen. Med en så rik flora av regelverk från olika nivåer och krav på tekniska och naturvetenskapliga kunskaper är det en illusion att tro att den vanliga domargeneralisten kan behärska dessa mål. Däremot finns ingen anledning att ha så många instanser som vi har i Sverige. Jag behöver knappast påpeka att vår instanskedja är betydligt längre än i de flesta andra länder i Europa. Här kan vi återigen jämföra med Finland. Där överklagas alla myndigheters beslut direkt till förvaltningsdomstolarna – i miljömål till Förvaltningsdomstolen i Vasa med hela landet som domkrets – och sedan vidare till Högsta förvaltningsdomstolen i Helsingfors (utan krav på prövningstillstånd). Båda domstolsinstanserna har tekniska ledamöter.⁶⁷ Båda våra system är reformatoriska, men där Sverige alltså kan ha fem instanser, har finnarna tre. Dessutom skapas rättspraxis entydigt i finska HFD. I Sverige sker det i praktiken i MÖD, men vissa mål kan överklagas till Högsta domstolen. Samtidigt utgår det svenska regelverket från att ”den kvalificerade rättsbildningen” sker i den senare domstolen, en inställning som inte stämmer med vare sig verkligheten eller HDs egen inställning.⁶⁸

De närmare ingredienserna i en sådan reform får anstå till en senare diskussion. Vi kan hämta inspiration från såväl Finland som det danska systemet med en nationell Natur- og Miljøklagenævnet (NMK). Idéer som ventilerats de senaste åren är att alla myndighetsbeslut överklagas direkt till domstol, vilket gör att länsstyrelsens roll som överprövningsorgan för kommunala beslut avskaffas. Ett annat är att tillståndsprövning

⁶⁶ Det kända rättsfallet C-44/95 *Lappel Bank* slutade ju med en lysande seger i EU-domstolen för den klagande miljöorganisationen, samtidigt som den kontroversiella parkeringsplatsen byggdes i fågelskyddsområdet. Ett annat känt fall från EU-domstolen med liknande utgång är C-304/05 *Santa Caterina Valfurva*. Det finns en mängd andra sådana exempel, se Effective Justice, avsnitt 2.5.

⁶⁷ Se Kuusienimi & Vihervuori & Darpö i FT 2009, avsnitt 3.2 och 3.4.

⁶⁸ Prop. 2009/10:215, s. 180. I NJA 2011 s. 782 uttalar HD att ”(s)lutsatsen av det nu sagda är att Mark- och miljööverdomstolen har ett betydande ansvar för prejudikatbildningen inom miljörättens område både genom egna avgöranden och genom att möjliggöra en prövning i HD”.

på regional nivå ska ske i ett mindre antal koncessionsnämnder och att slutlig överprövning sker i en specialdomstol som är organisatoriskt självständig. Det finns givetvis för- och nackdelar med alla dessa förslag och det finns också andra idéer som borde diskuteras.⁶⁹ Då jag dessutom tror att det är en samstämmig uppfattning att den svenska miljöprocessen är för långsam, borde frågan utredas.

5. Avslutande om de svenska domstolarnas roll i implementeringen av EU-rätten

Bunge-målet är intressant ur många perspektiv, bl.a. därför att det har tydliggjort hur nationella rättsliga konstruktioner kan kollidera med EU-rätten. Jag tycker även att målet har illustrerat en underskattning av unionsrättens genomslagskraft och dynamik på miljöområdet. Möjligen kan man prata om en kulturkrock mellan EU:s institutioner och våra myndigheter och domstolar. Kommissionen inledde som sagt under våren en kommunikation med regeringen. Från svensk sida finns det tecken på irritation över att man anser att Bryssel lägger sig i ett pågående mål. Det kan också vara så att man från regeringens sida underskattar kommissionens beslutsamhet i frågan. Det vi ser kan vara ett utflöde av kommissionens nya strategi när det gäller överträdelse av unionsrätten. Lisabon har gett nya instrument åt myndigheten som kan utnyttjas genom förfaranden under artikel 260 EUF-fördraget, bl.a. begäran om viten och inhibition.⁷⁰ Att hotet om sådana ingripanden inte bara är tomma ord har inte minst märkts i den svenska vargdebatten. Det finns också andra exempel på att kommissionen har använt sig av dessa möjligheter för att faktiskt förhindra överträdelse, inte bara för att i efterhand sanktionera dem.⁷¹

⁶⁹ För en vidare diskussion om miljöprövningen i Sverige, se avsnitt 8.3 i Darpö: Rätt tillstånd till miljön – Om tillståndet som miljörättsligt instrument, rättskraften och mötet med nya miljökrav. Slutrapport 2010-11-15 inom forskningsprogrammet ENFORCE, publicerad på <http://www.jandarpö.se/rapporter.asp>.

⁷⁰ Se t.ex. de nyligen avdömda målen C-279/11 och C-374/11 (EUD 2012-12-19).

⁷¹ Se den i not 10 nämnda artikel av David Hadroušek i JEEPL 2012 s. 235 som ger en god bild av de nya tongångarna inom kommissionen.

En annan avslutande reflektion gäller domstolarna och EU-rätten. Det unionsrättsliga systemet utgår från att domstolarna har en viktig roll i värnandet av EU-rätten, eller som står i standardverket på området:⁷²

Most fundamentally, the national courts become enforcers of EU law in their own right. When the ECJ has decided an issue, national courts apply that ruling without further resort to the ECJ. The national courts are, in this sense 'enrolled' as part of a network of courts adjudicating on EU law, with the ECJ at the apex of that network. They become 'delegates' in the enforcement of EU law, and part of a broader EU judicial hierarchy.

I ett sådant sammanhang fungerar det inte bra om de nationella domstolarna sitter i en position där de inte kan överpröva den rättstillämpning som sker i politiska instanser, oavsett om det är i kommunala nämnder eller i regeringen. Jag menar att hela idén med att regeringen tar beslut som är bindande i miljöprövningar har spelat ut sin roll. De politiska instanserna bör ange principer, budgetramar och planeringsunderlag för samhällsviktiga projekt. Rättstillämpningen bör emellertid skötas av myndigheter och domstolar utan inblandning av företrädarna för de politiska intressena. Jag menar också att det har blivit tydligt att konstruktionen med preliminärbedömningar av stora projekt som omfattas av EU-rättsliga tillståndskrav kan komma i konflikt med unionsrätten. Som framgått, anser jag därför att tillåtighetsförklaringar – oavsett om de utförs enligt 17 kap. MB eller 22:26 MB – måste förses med en möjlighet att frånga dem om annat följer av unionsrätten. Det bör också rent allmänt vara möjligt för det tillståndsprövande organet att göra en slutavvägning i tillståndprocessen. Med en sådan "slutventil" försvinner en stor del av idén med tillåtighetsförklaringarna och frågan är därför om inte möjligheten bör skrotas.

⁷² Craig, P & De Búrca s. 476.

Gabriel Michanek*

Strictly Protected European Wolf Meets Swedish Hunter with Licence to Kill**

1 Introduction

The Swedish wolf policy is highly controversial. On the one hand, the Scandinavian wolf population does not have a favourable conservation status. Between 1960 and 1990, the wolf population in Sweden was close to extinction, although it has increased significantly since then, due partly to three individual wolves that came from Russia/Finland in the early 1980s and partly to decisions to legally protect wolves in Sweden in 1966 and Norway in 1972. More recently, two or three additional eastern wolves have immigrated successfully. In 2000, the total Scandinavian wolf population was about 100 wolves and in late winter 2010 between 202 and 241 individuals.¹ However, the conservation status depends on both numbers and genetic diversity. A group of scientists – *Large Carnivore Initiative for Europe* (LCIE) – has concluded that the population is built on an «extremely narrow genetic base and inbreeding coefficients are very high».² A Swedish state commission declared in April 2011 that

* Professor of Environmental Law, Faculty of Law, Uppsala University.

** *Pro Natura: Festskrift til Hans Christian Bugge* (eds. Backer I. L., Fauchald O. K., Voigt C.), Universitetsforlaget Oslo (2012), 323–345.

¹ SOU 2011: 37 Rovdjurens bevarandestatus [The carnivores' conservation status], p. 38.

² Position statement from the LCIE in the 2010 and 2011 Swedish wolf hunts, version 2, 3 February 2011 (hereafter: LCIE position statement), p. 1. The LCIE members «bring experience from the fields of ecological and human-dimensions research, wildlife management, hands-on conservation» (www.lcie.org).

«the Scandinavian wolf population cannot become viable unless the degree of inbreeding is decreased».³

On the other hand, there is strong pressure from Swedish hunting interest groups to reduce the wolf population, not least because of attacks on livestock and dogs and because of competition for certain game species, such as moose. In some regions of Sweden, particularly in the counties of Dalarna and Värmland and in the vast reindeer herding areas in north and mid-west Sweden, aversion to the wolf as a species and, perhaps even more, to the Swedish wolf policy administration, is very strong among some inhabitants. The Swedish wolf policy administration is located in the capital, Stockholm, where the only wolves are those that are safely encaged at Skansen Zoo. The illegal killing of wolves is assumed to be prevalent in some areas.⁴ In October 2009, a new policy on wolf management was adopted by the Swedish Parliament in order to manage the conflict of interests. In brief, the policy is:⁵

- to limit the total Swedish wolf population to 210 individuals⁶ and allow 20 rejuvenations per year,
- to introduce not more than 20 individuals with eastern origin to strengthen the genetic status of the wolf population, firstly through natural immigration and secondly through introduction organised by the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA), starting in 2010 and to be completed in 2014,
- to regulate the size of the wolf population by allowing management hunting complemented with protective hunting,⁷ and

³ SOU 2011: 37, p. 45.

⁴ It is of course impossible to determine the exact extent of illegal hunting. According to a scientific report published in 2010, of 51 dead wolves with radio transmitters found during the period 1999–2010, 44 % were considered to have been killed by illegal hunting; Sand., H., et al. 2010. *Den Skandinaviska Vargen en sammanställning av kunskapsläget 1998–2010 från det skandinaviska vargforskningsprojektet SKANDULV*, Grimsö forskningsstation, SLU. Rapport till Direktoratet för Naturförvaltning, Trondheim, Norge, p. 17.

⁵ Prop. 2008/09:210, En ny rovdjurspolitik [A new management policy for large carnivores], p. 31 ff.

⁶ This limit has been revoked, at least temporary, see below.

⁷ Management hunting [förvaltningsjakt] is carried out by many licensed hunters in order to regulate the size of the wolf population in most of the wolf territories in Sweden. Permission to conduct protective hunting is determined on a case by case basis, e.g. to kill a wolf that is known to cause serious damage in a local area.

- in principle, to limit the range of the wolf population to areas outside the yearround reindeer grazing land.⁸

The first management hunt was conducted in January 2010, based on a decision in 2009 where SEPA decided to kill in total 27 wolves within certain selected counties (in fact, 28 were killed).⁹ The second management hunt was carried out in January and February 2011.¹⁰ 19 wolves were shot (the decision allowed for 20). The decision was executed despite a request from the EU Commissioner (DG 11) to await the Commission's examination of the 2010 hunt.

Although the conflict of interests, which at times has been quite heated, can be a delicate matter for the Swedish political establishment to handle, the Swedish policy on wolf management cannot of course contravene the EU Habitats Directive.¹¹ The wolf is listed in Annex IV to the directive as a species in need of strict protection, and the killing of wolves is thus as a general rule prohibited.¹² However, hunting is lawful if several specific conditions in Article 16.1 are satisfied. This means, firstly, that the Swedish authorities must ensure that the conditions are *in fact* complied with, e.g. when granting permission to carry out protective or management hunting in individual cases. Secondly, Swedish *law* must, as stated by the European Court of Justice (ECJ)¹³ in several cases, ensure «the full application of the directive in a sufficiently clear and precise manner».¹⁴ Consequently, even if hunting decisions in practice would comply with the directive, valid Swedish hunting provisions must clearly and fully reflect the prohibition in Article 12.1 and the exemptions in Article 16.1.

This paper discusses the relationship between the Habitats Directive, in particular Article 16.1, and the Swedish hunting legislation. In spite

⁸ Single wolves should be permitted within these areas only if they do not settle there and establish a preserve.

⁹ Beslut om licensjakt efter varg 2010 [Decision on management hunting with licence 2010] Naturvårdsverket [SEPA] 2009-12-17, Dnr 411-7484-09 Nv. www.naturvardsverket.se/upload/04_arbete_med_naturvard/varg/varg2009/N-licensjakt-varg-2010.pdf.

¹⁰ Beslut om licensjakt efter varg 2011 [Decision on management hunting with licence 2011]. Naturvårdsverket, 2010-12-17, NV-03454-10, www.naturvardsverket.se/upload/04_arbete_med_naturvard/varg/Varg2010/N-licensjakt-2011-varg.pdf.

¹¹ Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (hereafter: Habitats Directive).

¹² Habitats Directive, Article 12.1 (a).

¹³ After the Lisbon treaty 2007: Court of Justice of the European Union.

¹⁴ See e.g. C-339/87, *Commission v. the Netherlands*, REG 1990 s. I-00851.

of a statement on the Swedish government's home page that «the Habitats Directive is fully implemented in Swedish legislation»,¹⁵ I will argue that Swedish legislation permits the killing of wolves in certain situations where the directive does not. I will also examine whether the decisions to allow management hunting comply with the directive.

The policy and the decisions have been questioned for some time by the EU Commission, resulting in a «Letter of formal notice» in January 2011,¹⁶ followed by a «Reasoned opinion» in June 2011, which is the last stage before bringing the case to the ECJ.¹⁷ Being under pressure from the Commission, the Swedish government decided on August 16, 2011 to revoke (at least temporarily) the limit of 210 wolves in Sweden. It also decided not to permit management hunting during the winter 2011/12. SEPA was demanded to investigate the preconditions for protective hunting in areas where wolves are frequent, including the need to change existing hunting legislation.¹⁸

This paper does not include information on the Swedish wolf case after the governmental decision of August 16. It is not yet clear whether the SEPA proposals will interfere with the requirements in the Habitats Directive, or how the EU Commission will react to the changed governmental policy. Whatever happens, the case has already raised several legal questions of considerable importance for EU and the Member States.

2 Does Article 16.1(e) of the Habitats Directive permit hunting?

2.1 Strict interpretation

The decisions by SEPA to permit the management hunting of wolves that took place in 2010 and 2011 were based on Article 16.1(e) of the Habi-

¹⁵ www.regeringen.se/sb/d/12669/a/138794.

¹⁶ Formell underrättelse [Formal Notice] angående omständigheterna kring Sveriges vargpolitik och implementering av denna genom licensjakter på varg, överträdelenummer 2010/4200 (hereafter: Formal notice).

¹⁷ Motiverat yttrande [Reasoned Opinion] till följd av landets underlåtenhet att uppfylla sina skyldigheter enligt artiklarna 12 och 16 i direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Överträdelse nummer 2010/4200 (hereafter: Reasoned opinion).

¹⁸ Regeringsbeslut [Governmental decision] 2011-08-16, M2011/2803/Nm.

tats Directive. Before discussing whether the exemption permits hunting, it is necessary to emphasize that Article 12.1 of the directive prohibits the killing of strictly protected species and that, consequently, ECJ case law indicates a *restrictive* interpretation of all exemptions from Article 16.1. In *Commission v. UK* 2005, the Court declares that «Article 16 of the Habitats Directive defines in a precise manner the circumstances in which the Member States may derogate from Articles 12 ..., so that Article 16 must be interpreted restrictively».¹⁹ In *Commission v. Finland* 2007, a case concerning protective wolf hunting, the ECJ describes Article 16.1 as a provision «that provides for exceptional arrangements which must be interpreted strictly».²⁰

Article 9.1 of the Birds Directive is also interpreted strictly.²¹ A comparison of the protection systems in the two directives, however, suggests that Article 16.1 of the Habitats Directive should be interpreted even more strictly than Article 9.1 of the Birds Directive. Article 9 of the Birds Directive permits derogation from the general protection of *all* bird species in Article 5, regardless of whether they are in need of strict protection or not. In contrast, Article 16.1 of the Habitats Directive applies to only a limited number of animal species listed in Annex IV (a), all of which are of community interest and in need of «strict protection». While the protection interest is generally very strong in the Habitats Directive, it varies from case to case in the application of Article 9 of the Birds Directive, leading to a wider power to derogate from the provisions as regards some bird species.

2.2 Diverging language versions

Article 16.1(e) of the Habitats Directive empowers Member States

to allow, under strictly supervised conditions, on a selective basis and to a limited extent, the taking or keeping of certain specimens of the species listed in Annex IV in limited numbers specified by the competent national authorities.

¹⁹ C-6/04, *Commission v. UK*, REG 2005 s. I-09017, para 111.

²⁰ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 25.

²¹ See further Guide to Sustainable Hunting under the Birds Directive, European Commission, 2008, p. 41 ff.

The Swedish government has assumed that the term «taking» includes killing animals by hunting and the Commission has not objected to this understanding of the word. This is not surprising, as a guidance document issued by the Commission assumes that hunting is a form of «taking»,²² although the document does not specifically define «taking».

The matter is not that simple. The terminology in Article 16.1(e) varies in the different language versions of the Habitats Directive. Some of those are explored here. Apart from in the English version of the directive, the word «taking» is correspondingly used in the French («la prise»), German («die Entnahme») and Spanish («la toma») versions. However, the Swedish language version of the directive uses the term «insamling»,²³ like the Danish «indsamling» (collection). In the Italian language version, the expression «la cattura» is used, which may be translated as «the capture». While the term «taking» may, but not necessarily does, include hunting with the purpose to kill the individual, this is not the meaning of either «collection» or «capture». It is worth noting that the general prohibition in Article 12.1(a) differentiates between «capture» and «killing». The prohibition includes «all forms of deliberate capture or killing» of the species in the wild.²⁴ «Killing» is correctly reflected in the Swedish language version of Article 12.1(a) of the directive («döda»).

Several decisions of the ECJ deal with the issue of diverging language versions. The position taken by the ECJ is that no language has general priority: «community legislation is drafted in several languages and the different language versions are equally authentic. An interpretation of a provision of community law thus involves a comparison of the different language versions».²⁵ And, as the ECJ states in several cases «the need for a uniform interpretation of those versions requires, in the case of divergence between them, that the provision in question be interpreted by reference to the purpose and general scheme of the rules of which it forms part».²⁶

²² Latvian Lynx management plan in Guidance document on strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC, Environment Directorate- General of the European Commission, February 2007, p. 55 f. (hereafter Commission guidance document).

²³ This is also the term used in the corresponding section 23 c of the Swedish Hunting Regulations, which applies to «licensed hunting of bear, wolf, wolverine and lynx».

²⁴ Article 5 of the Birds Directive includes the same distinction.

²⁵ C-283/81, *Cilfit*, Rec. s. 3415, para 18.

²⁶ C-72/95, *Kraaijeweld*, REG 1996 s. I-05403, para 28. See also C-30/77, *Regina v*

2.3 Is hunting a form of taking?

When comparing the different language versions, the first matter to consider is whether the legal meaning of «taking» in, e.g., the English version of Article 16.1(e) of the Habitats Directive includes hunting with the purpose to kill the animal. Although current usage of the term «taking» encompasses a wide range of activities and, in certain situations, includes hunting, the pertinent question is if the term in this particular legal context refers to behaviour other than hunting. This question is especially relevant because while the prohibition in Article 12.1(a) applies to «capture or killing» (of fauna species), the power to derogate applies to «taking or keeping» (of fauna or flora species).

An important objective of the Habitats Directive is to implement the 1979 Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), to which both Sweden and EU are parties. It is relevant to examine whether the Bern Convention can be useful in the interpretation of Article 16.1(e) of the Habitats Directive. The Article is equivalent to Article 9.1, last indent, of the Bern Convention, which provides for exemptions «to permit, under strictly supervised conditions, on a selective basis and to a limited extent, the taking, keeping or other judicious exploitation of certain wild animals and plants in small numbers». It cannot be concluded from the language of Article 9.1 if «taking» includes hunting. Nevertheless, the Bern Convention Standing Committee has stated that the phrase «taking, keeping or other judicious exploitation» in Article 9.1 includes «for instance, hunting».²⁷ The Standing Committee appears to regard hunting as a form of «taking» and not «exploitation», which instead «refers to any activity other than the taking of the individuals of a species, such as the taking of eggs ...».²⁸

Another parallel provision to Article 16.1(e) of the Habitats Directive is Article 9.1(c) of the Birds Directive. This provision permits Member States to derogate from the general prohibition in Article 5, which requires Member States to establish a general system of protection for

Bouchereau, REG 1977 s. 1999, para 14 and C-449/93, *Rockfon*, REG 1995 s. I-04291, para 28.

²⁷ Draft Revised Resolution No. 2 (1993) on the scope of Articles 8 and 9 of the Bern Convention, T-PSV (2011) 2, p. 4.

²⁸ Op. cit., p. 5.

all birds, including prohibiting «deliberate killing or capture by any method».²⁹ Pursuant to Article 9.1(c), Member States may however

permit, under strictly supervised conditions and on a selective basis, the capture, keeping or other judicious use of certain birds in small numbers.

The exemption in Article 9.1(c) does not refer to the term «killing», while the general prohibition in Article 5 refers to both «killing» and «capture». The question then is whether, by choosing the term «taking» in Article 16.1(e) of the Habitats Directive, the EU intended to expand the scope of the provision to also include hunting with the purpose to kill. This is possible but not obvious. The Birds Directive applies only to birds, whereas Article 16.1 of the Habitats Directive applies to both fauna and flora. «Capture» (Article 9.1(c) of the Birds Directive) is not an adequate term to describe the collection of orchids or other plants, while the term «taking» includes both collecting plants and capturing animals. «Taking» could therefore be explained as a term chosen to cover certain activities related to both fauna and flora, without necessarily including hunting.³⁰

Finally, the term «taking» is also used in Article 14 of the Habitats Directive. This provision applies to management measures for species which are not strictly protected (the Swedish wolf population is thus not included in Annex V). According to Article 14.2, fourth indent, such management measures may include «application, when specimens are taken, of hunting and fishing rules which take account of the conservation of such populations». It is clear that the term «taking» in Article 14 includes hunting (and fishing).

To conclude, a purely linguistic analysis of the corresponding provisions of the Bern Convention and the Birds Directive does not indicate clearly that the word «taking» should be given a more narrow meaning in the directives compared to current usage. In Article 14 of the Habitats Directive, hunting is obviously a form of «taking». Although Article 16.1(e) applies to strictly protected species, this is not reason enough to presume that «taking» should be given a different meaning here than in Article 14.

²⁹ This Article corresponds to the principle prohibition in Article 9 of the Habitats Directive.

³⁰ This is also observed in Christiernsson, A; *Skyddet av biologisk mångfald vid jakt, En studie om rättens förhållande till komplexa och dynamiska ekosystem tillämpat på uttag av viltarter*, Luleå tekniska universitet 2008: 53, p. 123 (hereafter: Christiernsson).

In the different language versions of Article 16.1(e), «taking», «la prise», «die Entnahme» and «la toma» includes hunting, in contrast to «insamling», «indsamling» and «la cattura». Consequently, the provision must, according to ECJ case law, be interpreted «by reference to the purpose and general scheme of the rules of which it forms part».

2.4 Purpose and general scheme of the rules of which it forms part

The parallel provision in Article 9.1(c) of the Birds Directive is a natural starting point when looking for consistency in the «general scheme». In its case law, the ECJ has so far not considered the killing of birds as a form of «capture». However, in a preliminary ruling from 2003 – *Ligue pour la protection des oiseaux and Others* – the ECJ held that hunting is a form of «other judicial use».³¹ This expression is not used in Article 16.1(e) of the Habitats Directive, and a very strict interpretation of the provision would lead to the conclusion that hunting thus was excluded. However, an alternative argument is that the expression «other judicial use» is substituted by the somewhat more specific term «taking», which consequently would also include hunting.

A more useful approach is to compare Article 16.1(e) with the other exemptions in the same Article. These all refer to specific purposes: «protecting wild fauna and flora» (Article 16.1(a)), to «prevent serious damage on ... property» (Article 16.1(b)), «in the interests of public health and public safety» etc. (Article 16.1(c)), and «research and education» etc. (Article 16.1(d)). The exemption in Article 16.1(e) does not specify any purpose. Thus, if hunting is a form of «taking», it is lawful to permit hunting of strictly protected species for any reason whatsoever. This result may seem harsh, especially from a restrictive interpretation perspective. However, collecting and capturing also involve taking individuals of strictly protected species out from the wild. The local ecological impact is the same; whether the intention is to kill the species individual or not is, from this perspective, irrelevant. Still, if the individual wolf is moved to another location in the wild, e.g. in order to improve genetic diversity in this area, the overall ecological effects are significantly different from hunting.

³¹ C-182/02, *Ligue pour la protection des oiseaux and Others*, 2003 s. I-12105, para. 11.

Furthermore, since Article 16.1(e) does not specify any particular purpose, the function of the provision seems to be to include different kinds of behaviour for which exemptions from the prohibition in Article 12 are permissible, provided however that several additional conditions apply (besides the general conditions in the Article). While the conditions must obviously be interpreted strictly, the same does not necessarily apply to the words that describe the different kinds of behaviour. This is probably how the Commission understands Article 16.1(e). In its guidance document, the Commission does not even touch upon the meaning of «taking or keeping», but is both careful and restrictive when defining the expressions «limited numbers», «under strictly supervised conditions», «on a selective basis» and «to a limited extent».³² And, as mentioned above, the Commission assumes in its guidance document that exemption can be granted for hunting under Article 16.1(e) in the example given of a Latvian Lynx management plan.³³

The Bern Convention Standing Committee's interpretation of the parallel provision in Article 9.1 of the Bern Convention is also of interest. This convention Article includes the same exemptions as Article 16.1(a) to (e) of the Habitats Directive, for which certain purposes are specified. However, in addition, in the last indent, Article 9.1 of the Convention permits derogation for «taking, keeping or other judicious exploitation», without specifying any purpose, but with several additional conditions. According to the Standing Committee, a Contracting Party may, in the application of Article 9.1, last indent, decide upon a derogation «for any reason which it seems to be valid (for instance, hunting, recreation, etc.) and without any reason having to be given». Moreover, the Standing Committee «is not required to check the merits of the purpose of the exception, but to ensure that the other conditions are satisfied».³⁴ Finally, Article 14 and Annex V of the Habitats Directive, as explained above, obviously include hunting (and fishing) as a form of taking. It is noteworthy that the corresponding Swedish term «insamling» (like the Danish «indsamling») in this context also refers to the application of hunting

³² Guide to Sustainable Hunting under the Birds Directive, European Commission, 2008, p. 56 f.

³³ Op. cit., p. 57 f.

³⁴ Draft Revised Resolution No. 2 (1993) on the scope of Articles 8 and 9 of the Bern Convention, T-PSV (2011) 2, p. 4.

(and fishing) rules. This indicates that a similar understanding should be given to Article 16.1(e).

To conclude, it is reasonable in view of the additional conditions, which are interpreted strictly, to read Article 16.1(e) of the Habitats Directive (like Article 9.1, last indent, of the Bern Convention) as a rule whose purpose is to expand the scope of the permitted types of behaviour, including hunting, while the additional conditions serve to safeguard the protective objectives of the directive. Furthermore, a comparison with Article 14 of the Habitats Directive indicates that the choice of the term «insamling» in the Swedish and Danish versions of the directive is incorrect because Article 14 clearly refers to, e.g., hunting. Presumably, the same mistake was made when formulating Article 16.1(e).

However, the fact that Article 16.1(e) should be interpreted to include hunting as a form of taking does not lead to the conclusion that Swedish *management* hunting conducted in 2010 and 2011 was lawful pursuant to the exemption.

3 Swedish management hunting and the Habitats Directive

The management hunts in 2010 and 2011 were carried out pursuant to decisions to take out a maximum number of 27 and 20 wolves inhabiting certain counties. The decisions applied to all persons with hunting rights within these areas, provided he or she had registered for the hunt. They permitted the killing of any individual wolf, regardless of sex, age etc. The hunts were subject to certain conditions regarding methods to be used and reporting etc.³⁵

The Swedish government assumed that the management hunting decisions did not violate the exemption in Article 16.1(e). It is noteworthy that Annex V of the Habitats Directive lists species whose taking in the wild and exploitation may be subject to «management measures», including hunting. However, these provisions do not apply to the Swedish case as wolves on Swedish territory are not listed in Annex V. The question, therefore, is whether the preconditions in Article 16.1(e) allow for a spe-

³⁵ Regarding the management hunt 2011, see Naturvårdsverket [SEPA], Beslut 2010-12-17, NV- 03454-10.

cial, additional form of management hunting of a species that is strictly protected according to Annex IV of the directive.

In its Formal Notice and Reasoned Opinion, the EU Commission is critical of the Swedish position on several grounds. The Swedish government and the Commission assess the facts differently and therefore conclude differently on whether or not the conditions in Article 16.1(e) are complied with. This dispute relates to the question of evidence and the burden of proving that the conditions are satisfied. It is obvious from ECJ case law that uncertainty is not in favour of the Swedish government; the ECJ states in *Commission v. Finland 2007* that Article 16.1 «provides for exceptional arrangements which must be interpreted strictly and must impose on the authority taking the decision the burden of proving that the necessary conditions are present for each derogation».³⁶ As a consequence of the obligation to strictly implement Article 16, the Swedish government must provide strong evidence of compliance with each condition of the derogation.

I will now discuss the Swedish management hunting in relation to the relevant conditions in Article 16.1.³⁷

3.1 «No satisfactory alternative»

The Swedish government has argued that the aim of the management hunt was to increase long term acceptance among the rural population living in wolf inhabited areas; generally for wolves as a species and, more specifically, for a future introduction of new individuals in order to improve the wolf genetic status. Social acceptance is not mentioned in Article 16.1 of the Habitats Directive as a ground for derogating from strict protection. However, according to the Commission guidance document, Article 16.1 can be applied for that reason.³⁸

The Commission and the Swedish government discuss in the correspondence whether social acceptance could be improved by measures other than management hunting. The Swedish government has argued that alternative measures have been taken, such as information projects, subsidies for fencing to stop large carnivores attacking grazing animals,

³⁶ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para. 25.

³⁷ I will not analyse if the hunt was performed «under strictly supervised conditions». There are different opinions on how the hunt in 2010 was performed and controlled.

³⁸ Commission guidance document, p. 57.

and the involvement of hunters and other interest groups in the decision making process. The government further argues that these measures have not helped to improve acceptance while the random management hunt has.³⁹ The Commission suggests that some of these measures are new and that the effects on social acceptance are not yet known. The Commission disagrees with the standpoint that the random management hunt has improved acceptance for the wolf.⁴⁰ The Swedish government has referred to a scientific report as important proof of

improved acceptance after the hunt. The report is based on 58 interviews, most of them with individual hunters involved in the 2010 hunt. A few civil servants and some interest groups (representing hunters, rural population, farmers, large carnivore conservation and nature conservation) were also interviewed. The purpose of the study was to identify opinions and experiences related to the preparation and performance of the hunt in 2010 (preparation, organisation etc. of the hunt),⁴¹ but not to investigate attitudes to the wolf as a species. Thus, it cannot be concluded from the report that acceptance for the wolf or the wolf policy has improved among the Swedish population in the rural areas of, e.g. Värmland and Dalarna. Furthermore, the Commission refers in its Reasoned Opinion to a pending, not yet published report, including a survey directed to 3000 persons. The Commission concludes from the report that «the hunting has not changed the views on the wolf population size in wolf inhabited counties or in Sweden overall».⁴²

I will not elaborate on the opposing views of the Commission and the Swedish government on the issue of social acceptance here. Different conclusions have been drawn from the material submitted in the case. There are apparently remaining uncertainties. This does not favour the Swedish government, which has the burden of proof.

³⁹ Svar på formell underrättelse från kommissionen angående omständigheterna kring Sveriges vargpolitik och implementering av denna genom licensjakt på varg [Sweden's response to Formal Notice], ärendenummer 2010/4200, p. 8 ff.

⁴⁰ Reasoned Opinion, para 3.15.

⁴¹ Sjölander-Lindqvist A, Karlsson M, Cinque S; *Att jaga varg. En studie av 2010 års licensjakt i Sverige*, Cefos rapport 2010: 2, Gothenburg University, p. 3.

⁴² Reasoned Opinion, para 3.17. The report was conducted by the SOM Institute at the University of Gothenburg.

3.2 «Not detrimental to the maintenance of the populations of the species concerned at a favourable conservation status in their natural range»

The current conservation status of the Swedish wolf population is unquestionably unfavourable. However, exemptions can be accepted in this situation if, as the ECJ puts it in *Commission v. Finland* 2007:

it is *duly established* that they are not such as to *worsen* the unfavourable conservation status of those populations or to *prevent their restoration* at a favourable conservation status [italics added].⁴³

At the time of the hunts, the trend for the wolf population in Finland was deemed to be positive. The number of breeding pairs had increased from 11 to 16 in the period from 2001 to 2004 and there had been an undisputed increase during these years of the total number of wolves in Finland from between 110 and 130 specimens to between 185 and 200 specimens. The ECJ therefore concluded that Finland had not violated the conservation status criteria.⁴⁴

However, due to the lack of genetic diversity, the situation for the wolf population in Sweden is significantly different from the situation in Finland. While there is a continuous genetic inflow of wolves from Russia to Finland, the Swedish wolf population is isolated in the southern parts of the country and the possibilities are limited for eastern wolf individuals to pass through the reindeer herding areas in Finland and Sweden.⁴⁵ According to LCIE, the «[p]otential effects of inbreeding depressions have already been documented in the population».⁴⁶ It is in this connection relevant that the second main part of the Swedish wolf policy – to introduce wolf individuals with eastern origin to strengthen the genetic status of the wolf population – was not being carried out at the time when the decision on the management hunt was made and is still not being carried out (August 2011).⁴⁷ While accepting the Swedish management hunt in principle, LCIE states: «Our position is also strongly conditional on

⁴³ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 29.

⁴⁴ Op. cit., para 39.

⁴⁵ Reasoned Opinion, para 21.

⁴⁶ LCIE position statement, p. 1.

⁴⁷ Two individuals with eastern origin already habiting in Sweden have been moved to other parts of Sweden, where they however have not stayed; www.naturvardsverket.se/sv/Start/Naturvard/Jakt-rovdjur-och-vilt/Rovdjur/Flytt-av-genetiskt-vardefulla-vargar/.

the fact that plans for genetic reinforcement of the population are carried out.»⁴⁸ There was no such plan. Furthermore, there are doubts, e.g. raised by the Commission, whether the moving of wolf individuals will be successful in practice, taking into account, e.g. the risk of spreading diseases, etc.⁴⁹

The Commission is in several respects critical of how the Swedish wolf policy relates to the requirement of «favourable conservation status».⁵⁰ It considers that the management hunt constitutes a risk that both the total number of wolves and the number of breeding pairs may be reduced.⁵¹ It also believes that the size of the targeted population (210 wolves) is «too small to prevent the further deterioration of its genetic composition».⁵² The Commission stresses that a limitation to 210 individuals «adversely affects the population dynamics. A small population loses its genetic variation through inbreeding faster than a large population».⁵³ The situation is worsened as relocations of genetically valuable wolves are few and because only some of those individuals become part of the breeding population. Thus, the

setting of a ceiling [210 wolves] has caused a condition which causes higher rate of loss of genetic variation and hence further deterioration of the genetic status which is considered as the main obstacle towards favourable conservation status of the population.⁵⁴

Although the Swedish government has decided, at least temporarily,⁵⁵ to eliminate the ceiling of 210 wolves, the question of whether a member state is allowed according to the Habitats Directive to set such ceilings is of general interest. It is worth noting that there is no explicit provision in the Directive on the setting of a ceiling, not even a temporary ceiling, indicating the maximum population of a strictly protected species. Although Member States have considerable freedom of discretion in how they implement the objectives of EU directives, the relevant objective here is to achieve a «favorable conservation status». A ceiling may be seen

⁴⁸ LCIE position statement, p. 4.

⁴⁹ Formal Notice, p. 8 f.

⁵⁰ See further Reasoned Opinion, para 3.24–3.37.

⁵¹ Op. cit., para 3.24.

⁵² Op. cit., para 3.25.

⁵³ Op. cit., para 3.31.

⁵⁴ Op. cit., para 3.32.

⁵⁵ The Swedish hunters have not accepted an elimination of the ceiling.

as part of a social acceptance policy, but not as a tool in the development of the present fragile Swedish wolf population towards a favorable conservation status.

The role of LCIE as a consulted group of scientists should be commented upon. As regards the ecological assessment of whether the management hunt was *detrimental to the maintenance of the populations of the species concerned at a favourable conservation status in their natural range*, it must be noted that the LCIE has accepted the Swedish management hunt in principle (with several conditions). LCIE takes the following position on the effect of the hunt on the wolf population:

Although the Swedish managers are seeking to temporarily halt the growth of the population (and therefore its development towards favourable conservation status), we believe that this is unlikely to seriously jeopardise the potential for the population to grow towards a future state that satisfies the desire for long term viability and favourable conservation status once this temporary freeze is lifted.⁵⁶

I am not competent to question the LCIE ecological assessment per se, but I nevertheless have doubts concerning the legal relevance of the LCIE position. Nothing in the LCIE five page-position statement indicates that the LCIE has based its opinions on a strict interpretation of the exemption in Article 16.1 of the Habitats Directive and the supplementing ECJ case law. This is noteworthy because the specific legal conditions are decisive to the question of whether the taking of strictly protected species is permissible and, consequently, for the ecological assessment in the case. Recognising the LCIE as a highly competent body, its assessment could even be misleading. The important question is not if the hunting is «*unlikely to seriously jeopardise*» (italics added) a future growth of the wolf population (see citation above). In line with *Commission v. Finland 2007*, the pertinent question is rather whether SEPA – at the time when the decisions on the 2010 and 2011 hunts were made – could show that it was «duly established» that the derogations were not such as to «worsen the unfavourable conservation status» of the population or to «prevent their restoration to a favourable conservation status»⁵⁷ – despite the planned management hunt, anticipated legal protective hunting, anticipated illegal hunting, other mortality and anticipated inbreeding. It

⁵⁶ LCIE position statement, p. 3.

⁵⁷ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 29.

is also relevant to ask if a strict application does not require a successful (!) introduction of new individuals *before* management hunting is conducted. In the Swedish case, not even a plan for such reinforcement of the population had been prepared.⁵⁸

I turn now to the conflict of interest between wolves and reindeer grazing. According to Article 16.1 of the Habitats Directive, hunting must not be detrimental to the maintenance of the populations of the species concerned at a favourable conservation status *in their natural range*. One element of the Swedish wolf policy is to limit the range of the wolf populations to areas outside the very large, year-round reindeer grazing territories.⁵⁹ The exception for year-round reindeer herding areas is not based on ecological scientific research indicating that this land is not part of the wolf population's natural range. Rather, the reasons for the exception are the increased costs of reindeer herding caused by the wolves and other conflicts with Sami culture. The Swedish government refers to its obligations to comply with certain international conventions and other documents that protect the rights of indigenous people:⁶⁰ the 1965 International Convention on the Elimination of All Forms of Racial Discrimination (CERD), and especially recommendation no. 23,⁶¹ Article 27 of the 1966 International Covenant on Civil and Political Rights,⁶² Article 20 of the 2007 United Nations Declaration on the Rights of Indigenous

⁵⁸ In the Reasoned Opinion, para 3.43, the Commission deems the translocations of wolves to be «unsatisfactory and incoherent because they are uncertain and have not materialised. Translocations could therefore not be invoked in the context of justifying the license hunt of wolves in Sweden».

⁵⁹ The policy leads to further concentration of wolves in Värmland and Dalarna where the conflict is already very heated.

⁶⁰ See Svar på formell underrättelse från kommissionen angående omständigheterna kring Sveriges vargpolitik och implementering av denna genom licensjakt på varg [Sweden's response to Formal Notice], ärendenummer 2010/4200, p. 23 ff.

⁶¹ General Recommendation No. 23: Indigenous Peoples, 1997-08-18, item 5: «The Committee especially calls upon States parties to recognize and protect the rights of indigenous peoples to own, develop, control and use their communal lands, territories and resources ...».

⁶² «In those States in which ethnic, religious or linguistic minorities exist, persons belonging to such minorities shall not be denied the right, in community with the other members of their group, to enjoy their own culture, to profess and practise their own religion, or to use their own language» (Article 27).

People⁶³ and Articles 5 and 15 of the 1995 Council of Europe Framework Convention for the Protection of National Minorities.⁶⁴ Without analysing the material in detail, all of the international treaties to which the government refers, in very general terms protect or support the cultural and other interests of the Sami population, in contrast to the precise conditions in Article 16.1 of the Habitats Directive, dealing with the specific issue of derogation from protection of strictly protected species (which in turn is an interest protected in different international conventions). It is hard to see how the Swedish argumentation would influence the interpretation of Article 16.1.

Although the conflict between wolves and reindeer herding is probably impossible to avoid in practice, the year-round grazing land is obviously part of the «natural range» of the Scandinavian wolf population. Protective hunting must therefore comply with the conditions in the Habitats Directive and, quite rightly, Swedish hunting legislation does not contain any exemptions for the year-round reindeer herding areas. Obviously, there is a contradiction between law and policy. While Swedish law provides that exemptions from general prohibitions shall be interpreted narrowly, the Swedish wolf policy allows for hunting in general on wolves that remain on reindeer grazing land. There is a clear risk that the express policy message may influence the application of the law.⁶⁵ A legal decision on protective hunting by the County Board in Dalarna may serve to illustrate this attitude:

The County Board considers the large carnivores policy guidelines to be clear and that also genetically important wolves should not remain on reindeer grazing land and, because of that, protective hunting may be con-

⁶³ «Indigenous peoples have the right to maintain and develop their political, economic and social systems or institutions, to be secure in the enjoyment of their own means of subsistence and development, and to engage freely in all their traditional and other economic activities» (Article 20).

⁶⁴ «The Parties undertake to promote the conditions necessary for persons belonging to national minorities to maintain and develop their culture, and to preserve the essential elements of their identity, namely their religion, language, traditions and cultural heritage» (Article 5.1). «The Parties shall create the conditions necessary for the effective participation of persons belonging to national minorities in cultural, social and economic life and in public affairs, in particular those affecting them» (Article 15).

⁶⁵ As the Commission puts it: «Wolves do not appear to be authorised in the year-round grazing grounds»; Reasoned Opinion, para 3.38.

ducted where preserves are established without analysing the origin of the wolves.⁶⁶

To summarise, the Swedish government has not proved that the decisions on the 2010 and 2011 hunts comply with the condition that the hunts shall not «worsen» the conservation status of the wolf population,⁶⁷ or that the Swedish wolf policy promotes a favourable conservation status for the wolves in their natural range.

3.3 «Selective basis»

Was the taking of wolves permitted on a *selective* basis? On recommendation from a group of scientific experts on wolves, the decision regarding the 2010 hunt exempted one territory, while the decision regarding the 2011 hunt exempted two territories. These territories were known to host immigrating individuals with first generation descendants. Other wolf territories were deemed to differ very little with respect to genetic value, so for those territories, which were located within five counties, no further selection was made.⁶⁸ Any wolf individual could be killed regardless of sex, age, size, behaviour etc. The decisions did not, for instance, prevent the shooting of alpha wolves, or descendants from wolves with eastern origin that may have moved to non-exempted territories. The decisions did not distinguish between different wolf packs within the «free» territories.⁶⁹ Consequently, the hunts were random in the five regions.

In *Commission v. Finland 2007*, the ECJ accepted a system of hunting licenses subject to a maximum regional limit of specimens which may be killed. However, the Finnish wolf hunting policy was quite different to the Swedish policy. Hunting was conducted according to Article 16.1(b) of the Habitats Directive, in order to prevent «serious damage». The regional limit was «only the framework within which the game manage-

⁶⁶ «Länsstyrelsen tolkar dock att rovdjurspolitikens riktlinjer är tydliga och att även genetiskt viktiga vargar inte ska etablera sig inom renkötselområdet och därför kan skyddsjakt bli aktuellt i de fall där etablering sker utan att vargarnas ursprung har analyserats»; Ansökan om skyddsjakt efter varg inom Idre nya sameby och Ruvhten sijte, Länsstyrelsens i Dalarnas län beslut 2010-12-10, dnr 218-6974-10 och 218-7121-10, p. 6.

⁶⁷ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 29.

⁶⁸ Naturvårdsverket 2009-12-17 Dnr 411-7484-09 Nv, p. 14 and Naturvårdsverket 2010-12-17, NV-03454-10, p. 17.

⁶⁹ Formal Notice, p. 10.

ment districts may issue hunting permits where, in addition, the conditions in Article 16(1) of the Habitats Directive are fulfilled».⁷⁰ So, while the Finnish hunts were eventually permitted on a case by case basis, the Swedish decisions allowed for hunting generally in certain regions.

To conclude, the Swedish management hunting decisions cannot be deemed to be «selective» in the regions where hunting was permitted, as required by a strict application of the exemption in Article 16.1(e),⁷¹ which also stipulates a limitation to *certain specimens*.

3.4 «Limited extent» and «certain specimens in limited numbers»

The Swedish hunting regulations related to the exemptions in Article 16.1(e) in the Habitats Directive do not include the formulations «limited extent» and «certain specimens in limited numbers». With regard to the importance of these criteria in the Directive, the Swedish transposition must be regarded as insufficient. The following analyse whether the two decisions on management hunting comply with the two criteria in Article 16.1(e) of the Directive.

The decision regarding the 2010 hunt permitted the killing of 27 wolves. According to statistics published by the Swedish government, the 2010 hunting bag represented between 12.9 % and 14.2 % of the total wolf population at the time of the decision (between 90 and 209 wolf individuals).⁷² The government has indicated that the management hunt was the most common cause of wolf mortality during the first half of 2010.⁷³ The 2011 hunting bag of 20 individuals constituted between 9.6 % and 10.5 % of the total population.⁷⁴

This issue must also be viewed from the perspective of total wolf mortality.⁷⁵ The Swedish government reported 62 dead wolves in 2010, between 29.7 % and 32.6 % of the total wolf population. In *Commission*

⁷⁰ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 45.

⁷¹ This is also the position taken by the Commission in Reasoned Opinion, para 3.55–3.58.

⁷² The percentage is higher if counting also the 28th wolf being illegally killed during the 2010 hunt.

⁷³ Reasoned Opinion, para 3.62.

⁷⁴ Op. cit.

⁷⁵ See also Christiernsson, p. 122.

v. Finland 2005, the ECJ applied the corresponding provision in Article 9.1(c) of the Birds Directive. This includes the phrase «small numbers», which

should be understood to mean any sample of less than 1 % of the total annual mortality rate of the population in question (average value) for those species which are not to be hunted and a sample in order of 1 % for those species which may be hunted.⁷⁶

The figures speak for themselves. The killing of some 14 % (2010) and 10 % (2011) of the total wolf population cannot be seen as taking to a «limited extent ... certain specimens ... in limited numbers», irrespective of the actual development of the wolf population after the decisions. Also in relation to the total mortality perspective and in view of ECJ case law, the taking of 27 individuals in 2010 (far exceeding 1 % of total mortality) does not comply with the legal criteria in Article 16.1(e).

3.5 Conclusions

To summarise, the assessment above indicates that the Swedish decisions to allow management hunting in 2010 and 2011 do not comply with the conditions in Article 16.1(e) of the Habitats Directive. This conclusion is not based on an ecological assessment per se, but on a strict interpretation of the legal conditions in Article 16.1(e) and on the position adopted by the ECJ that the Article «impose[s] on the authority taking the decision the burden of proving that the necessary conditions are present for each derogation».⁷⁷ If the Commission decides to bring the case to the ECJ and, contrary to my expectations, the Court should find that the Swedish extensive and non-selective hunts comply fully with Article 16.1(e), the consequence will be that this provision in fact provides for a management hunting of strictly protected species that is not particularly different from the management hunting of not strictly protected species listed in Annex V of the directive.

⁷⁶ C-344/03, *Commission v. Finland 2005*, REG 2005 s. I-11033, para 53. The Swedish government has argued that the case does not apply to the Swedish wolf hunt because large mammals generally have a low adult mortality rate while small animals and birds have a higher rate. The Commission claims there is no great difference in this sense as regards large mammals and large birds; see Reasoned Opinion, para 3.61 and 3.63.

⁷⁷ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, para 25.

4 Protective hunting in emergency situations

Protective hunting in accordance with the derogations in Article 16.1 of the Habitats Directive is permitted after a decision by an authority. Certain provisions in the Swedish Hunting Regulations relate to Article 16.1, requiring a permit in each case. However, protective hunting in Sweden is also in some situations permitted without prior consent of an authority. One such situation, which for many years has been the subject of separate and specific regulation in the Swedish hunting legislation, is the controversial situation where a carnivore attacks or is about to attack a tame animal.

In the case reported in *NJA 2004 s. 786*, a hunter was convicted of «serious illegal hunting» [«grovt jaktbrott»] after having killed a wolf which was approaching the hunter's cows and calves.⁷⁸ The Hunting Regulations permitted the killing of wolves if the hunting was performed in «immediate connection» with a previous attack. In this case, the wolf had killed a neighbour's sheep⁷⁹ five hundred meters away from where the wolf was shot. The time period between the attack and the shot was ten minutes. The Supreme Court held that the wolf was not killed in «immediate connection» with the previous attack.⁸⁰

The case was much debated and led to a relaxation of the regulatory provision.⁸¹ Today, section 28 of the Hunting Regulations entitles the owner or person in charge of a tame animal⁸² to kill a bear, wolf, wolverine or lynx

- if the carnivore «attacks and hurts a tame animal or if it is obvious that such an attack is immediately imminent»,
- if «there is reasonable ground to fear an attack on the tame animal and the killing is carried out in direct connection with a situation where the carnivore has attacked and hurt a tame animal», or

⁷⁸ The maximum punishment for «serious illegal hunting» [«grovt jaktbrott»] is four years of imprisonment compared to one year of imprisonment for «illegal hunting» [«jaktbrott»], sections 43 and 44 of the Swedish Hunting Act (1987: 259).

⁷⁹ Over a period of a few days, the wolf had killed several sheep on the island.

⁸⁰ The hunter was acquitted in the two lower court instances.

⁸¹ Separate legislation (substituting section 28 of the Hunting Regulations) was adopted for this specific situation; Regulations (2007: 127) with special provisions on protective measures in connection with attacks from carnivores. In 2009, the situation was again regulated in section 28 of the Hunting Regulations (amendment 2009: 310).

⁸² Also other persons are under certain conditions entitled to kill the carnivore; see Hunting Regulations, section 28.

- if the carnivore is found «within fenced area aimed at taking care of the tame animal and there is reasonable ground to fear an attack there».

The killing is lawful only if it is «impossible to scare the carnivore away or in another appropriate way interrupt or avert the attack». Despite this and the other conditions, section 28 of the Hunting Regulations permits a considerable degree of protective hunting. It applies to the protection of all tame animals, including not only sheep and cows but also e.g. dogs in connection with hunting in regions where the risk of conflict with, e.g., wolves or bears is considerable. Hunting may also be conducted in areas where other persons have hunting rights.⁸³

In relation to the Habitats Directive, section 28 of the Hunting Regulations constitutes a national derogation from the prohibition in Article 12 against killing strictly protected species.⁸⁴ The corresponding derogation in the directive is Article 16.1(b): «to prevent serious damage, in particular to ... livestock ... and other types of property» (e.g. dogs). The directive does not include any additional exemptions related to immediate attacks. Killing a wolf in connection with an immediate attack on a human being should be considered an exemption (emergency) pursuant to general legal principles, but section 28 of the Hunting Regulations aims at protecting *property*. The ECJ accentuates in *Commission v. UK*:

Articles 12, 13 and 16 of the Habitats Directive form a coherent body of provisions intended to protect the populations of the species concerned, so that any derogation incompatible with the directive would infringe both the prohibitions set out in Articles 12 and 13 and the rule that derogations may be granted in accordance with Article 16.⁸⁵

In other words, section 28 of the Hunting Regulations must clearly and fully comply with all conditions in Article 16.1.

⁸³ Hunting Regulations, section 28 b.

⁸⁴ In this case, wolves, bears and lynx; the wolverine is not listed in Annex IV of the directive.

⁸⁵ C-6/04, *Commission v. UK*, REG 2005 s. I-09017, para 111.

Nevertheless, the Swedish provision deviates in several respects from the derogation.⁸⁶ Article 16.1(b) of the Habitats Directive applies only to «serious» damage to property. The «aim is not to prevent the threat of minor damage».⁸⁷ Although the term «serious» is not precise, section 28 of the Hunting Regulations makes no distinction at all between different degrees of damage, and thus is not a sufficient transposition of the directive. Furthermore, the derogations in Article 16.1 apply only if there is «no satisfactory alternative». Section 28 of the Hunting Regulations permits protective hunting if it is «impossible to scare the carnivore away or in another appropriate way interrupt or avert the attack». This covers alternative solutions available in connection with the immediate attack but not preventive actions, e.g. using electric fences to protect sheep or avoiding hunting with dogs in certain areas. It is thus possible that the Swedish provisions partly set aside the derogation in Article 16.1; instead of taking long term, and perhaps costly preventive measures, owners or persons in charge of tame animals could elect to make use of the «right» to kill the carnivore in connection with possible attacks.

Finally, the derogations in Article 16.1 of the Habitats Directive do not apply if the hunting is «detrimental to the maintenance of the populations of the species concerned at a favourable conservation status in their natural range». The Swedish Hunting Regulations require the Swedish Protection Agency to «continuously consider» if the protective killing according to section 28 has this effect on e.g. the wolf population. If so, the Agency shall «at once report to the government».⁸⁸ The idea is probably that the government shall revise the Hunting Regulations if necessary. This legal solution may seem practical but it is inadequate as a form of legal transposition ensuring «the full application of the directive in a sufficiently clear and precise manner».⁸⁹ Article 16.1 relates directly to the *hunting conduct* and Swedish law, as it stands today, even permits the shooting of the last individual of a wolf population on Swedish territory.

⁸⁶ In *NJA 2004 s. 786*, the Supreme Court wrote that «it could in itself be questioned whether the Swedish provision complies with the Habitats Directive», i.e. Article 16.1(b). However, the court did not examine the issue as it was not directly relevant to the case.

⁸⁷ Case 247/85, *Commission v. Belgium*, REG 1987 s. 3029, para 56.

⁸⁸ Hunting regulations, section 28 c.

⁸⁹ See e.g. C-339/87, *Commission v. the Netherlands*, REG 1990 s. I-00851.

5 Final comment

The findings in this paper indicate that Swedish wolf policy is in several respects inconsistent with the prohibition in Article 12 and the derogations that are permitted by Article 16.1 of the Habitats Directive. Even if the term «taking» in Article 16.1(e) should be interpreted so as to include hunting with the purpose to kill the animal, the Swedish decisions regarding the management hunts in 2010 and 2011 do not comply with a strict application of the derogations in the Article. Section 23 c of the Swedish Hunting Regulations is not a correct a transposition of Article 16.1(e) of the Habitats Directive as it lacks certain crucial criteria. Furthermore, section 28 of the Swedish Hunting Regulations, which provides for special protective hunting in connection with immediate attacks on tame animals, is also incorrectly transposed into Swedish law from Article 16.1 of the directive. It gives the owner or person in charge of a tame animal the right to kill strictly protected carnivore in situations where the directive does not.

This paper has examined shortcomings in the Swedish hunting law and its application in Sweden.⁹⁰ The aim was not to discuss the most appropriate legal solution. It is important to further examine a more precise formulation of the Habitats Directive. At present, there is a rather wide gap between the right to perform management hunting on species listed in Annex V of the directive and the derogation for hunting strictly protected species in Article 16.1(e). The legal listing is crucial, but complex reality may call for other, more flexible solutions based on adaptive wild-life planning. It is also relevant to consider whether protective hunting in connection with immediate attacks should be regulated as a separate, specific situation in the directive. New legal solutions may however not compromise the overall aim to achieve a favourable conservation status for strictly protected species.

⁹⁰ Several but not all of the deficiencies are observed in the Commission's Formal Notice and Reasoned Opinion.

Jan Darpö & Helene Lindahl

Vindkraft, fåglar och brister i höjden*

Om artskyddet vid prövningen av vindkraftverk

Denna analys är skriven av JP Infonets experter Jan Darpö, professor i miljö rätt vid Uppsala universitet, och Helene Lindahl som är naturvårdskon-sult med lång erfarenhet av arbete med naturvårdsdirektiven. Analysen är uppdelad i två delar och i denna första del finns kapitel 1–4. Analysen kommer att finnas inlagd i dess helhet i JP Miljönet den 8 oktober 2015.

Frågan om hur ordet ”avsiktligt” bör tolkas i artskyddssammanhang blev omdiskuterad efter två domar från Mark- och miljööverdomstolen (MÖD) som meddelades i slutet av 2014. Diskussionen gällde om vindkraften är en verksamhet som kan undantas från delar av artskyddet, eftersom verksamheten syftar till att producera elektricitet, inte att döda eller störa fåglar. Därefter har MÖD förtydligat rättsläget genom ett avgörande om en skidanläggning i Härjedalen. I denna artikel – som är uppdelad i två delar – analyserar vi de tre domarna utifrån det internationella regelverket och EU-domstolens rättspraxis kring artskydd. Vår slutsats är att vindkraft – liksom alla andra slags verksamheter – kan innebära ett avsiktligt dödande eller störande av fåglar under vissa förutsättningar. Vi menar också att de tre avgörandena från MÖD ligger i linje med tidigare praxis, det vill säga att artskyddet utgör en precisering av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken (1998:808). Samtidigt innehåller domarna skrivningar som gör att det har blivit otydligare hur man inom ramen för tillståndsprövningar ska hantera försiktighetsmått som i sig kräver dispens från artskyddsförordningen (2007:845) vilket vi bedömer vara problematiskt EU-rättsligt.

* Nättidningen JPMiljönet 2015-10-15.

DEL 1

1. Inledning

I inledningen till EU:s fågeldirektiv (2009/147/EG¹) anges att många arter minskar snabbt och att detta utgör ett allvarligt hot mot den biologiska mångfalden inom Unionen. Flyttfåglarna är medlemsstaternas gemensamma arv och att erbjuda dem ett effektivt skydd är en miljöfråga som alla har ett ansvar för. Åtgärder måste vidtas mot sådana aktiviteter som kan påverka fågelarterna, särskilt förstörelse och förorening av deras livsmiljö samt dödande, fångst och handel. Skyddsåtgärderna bör anpassas till de särskilda förhållanden som gäller för de olika arterna. Alla naturligt förekommande fågelarter inom EU är därför skyddade genom att åtgärder som fångst, dödande och störning av fåglarna är förbjudna (artikel 5). I bilaga 1 till direktivet anges vilka arter som är särskilt skyddsvärda och för vilka medlemsstaterna har ett ansvar för att vidta åtgärder för att bevara livsmiljöer för fortplantning och överlevnad (artikel 4.1). Därutöver har medlemsstaterna ansvar för att skydda de flyttfåglar som regelbundet förekommer på deras territorier med avseende på deras häcknings-, ruggnings- och övervintringsområden samt rastplatser längs deras färdväg. Särskild vikt ska läggas vid skyddet av våtmarker, i synnerhet våtmarker av internationell betydelse (artikel 4.2). För de arter som anges i artiklarna 4.1 och 4.2 ska särskilda skyddsområden utses, men medlemsstaterna ska även utanför dessa områden sträva efter att undvika förorening och försämring av arternas livsmiljöer. Cirka 60 av bilaga 1-arterna häckar regelbundet i Sverige. Av dessa kan nämnas storlom, smålom, fiskgjuse, havsörn, kungsörn, orre, tjäder, kornknarr, lungpipare, spillkråka och nattskär. I artikel 2 fågeldirektivet anges att bestämmelserna syftar till att med beaktande av ekonomiska krav och rekreationsbehov behålla eller återskapa fåglars populationer till en nivå som svarar mot ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov. Regelverket i fågeldirektivet genomför i EU den så kallade Bernkonventionen,² där de ”strängt skyddade” arterna omfattas av artikel 6 och listas i bilaga II.

¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar.

² Konventionen om skyddet av europeiska djur och växter samt deras naturliga livsmiljöer (SÖ 1983:30).

I svensk rätt har dessa bestämmelser implementerats tillsammans med artikel 12 i art- och habitatdirektivet (92/43/EEG³) genom 4 § artskyddsförordningen (2007:845), AF. Undantag från artskyddet får ske under de förutsättningar som anges i 14 § AF, motsvarande artikel 9 i Bernkonventionen, artikel 9 i fågeldirektivet och artikel 16 i art- och habitatdirektivet. De fridlysningsbestämmelser som främst aktualiseras vid prövningen av vindkraftverk är 4 § 1 st. 1, 2 och 4 punkterna AF, med följande lydelse:

I fråga om vilda fåglar och i fråga om sådana vilt levande djurarter som i bilaga 1 till denna förordning har markerats med N eller n är det förbjudet att

1. avsiktligt fånga eller döda djur,
 2. avsiktligt störa djur, särskilt under djurens parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttningsperioder,
 4. skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplatser.
- Förbudet gäller alla levnadsstadier hos djuren.

Dispens från fridlysningsreglerna kan sökas hos länsstyrelsen enligt 14 § AF. För att dispens ska kunna ges ska det inte finnas annan lämplig lösning för åtgärden och den ska inte försvåra upprätthållandet av ”gynnsam bevarandestatus hos artens bestånd i dess naturliga utbredningsområde”. Dessutom ska dispensen kunna motiveras med något av de fem skäl som är angivna i punkterna 3.a)-3.f). När det gäller vindkraft är det främst 3.c)-punkten som emellanåt återoppar, nämligen att etableringen på en viss plats skulle vara ett tvingande skäl som har ett allt överskuggande allmänintresse.

2. Mark- och miljööverdomstolens senaste avgöranden om artskyddsreglerna

2.1 *Vindkraftverken i Bottorp i Kalmar*

MÖD 2014:47 gällde en ansökan om tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken (1998:808), MB, till fyra vindkraftverk på jordbruksmark i Bottorp, Kalmar kommun. Havsörn, röd glada och fjällvråk nyttjade området under vår- och höstflyttningarna. Ett havsörnspår hade bon som låg 2,5 till 3 km från de tänkta verken.

³ Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

Miljöprövningsdelegationen (MPD) i Kalmar avslog ansökan med hänvisning till att det fanns en förhöjd risk för kollisioner med den näraliggande havsörnpopulationen och att det därför behövdes dispens enligt AF för verksamheten. Mark- och miljödomstolen i Växjö fastställde med hänvisning till att medvetenheten om den förhöjda kollisionsrisken innebar att det var fråga om ett "avsiktligt" dödande enligt 4 § 1 st. 1 p. AF. I den delen refererade domstolen till Naturvårdsverkets handbok för artskyddsförordningen. Mark- och miljödomstolen menade därför att uppförandet av vindkraftverk med kännedom om att de med viss sannolikhet kommer att döda fåglar i princip innebär ett avsiktligt dödande, dock under förutsättning att det föreligger en förhöjd risk för kollision med fågel i området jämfört med landet i övrigt. Denna risk påverkas av såväl individtätet och eventuell häckning som antalet vindkraftverk i området. Konsekvenserna på populationsnivå borde enligt domstolen dock inte ha direkt betydelse för bedömningen av avsiktlighet, utan enbart den förhöjda kollisionsrisken i sig. Dessutom ansåg domstolen att en risk för risk för kollision vart femte år med individer av en långlivad och sent köns mogen art som havsörn kunde påverka områdets ekologiska funktion som fortplantningslokal, även om verken skulle placeras på behörigt avstånd från befintliga bon. Ett tillstånd skulle därför också strida emot 4 § 1 st. 4 p. AF.

Vindkraftföretaget överklagade till MÖD och argumenterade främst om risken för skada. Bland annat menade man att verken låg på betryggande avstånd från havsörnsbona och att miljödomstolen hade definierat fortplantningsområdet för vidsträckt. Även länsstyrelsen ansåg att domstolen hade varit för sträng i bedömningen av vindkraftverkens påverkan på havsörnpopulationen och att ingen avvägning skett mot andra intressen. MÖD började med att resonera kring begreppet "avsiktligt" i 4 § AF i ljuset av de två naturvårdsdirektiven. Man pekar på att EU-domstolen uttalat sig i frågan i två domar, dels C-103/00 *Caretta caretta*, dels C-221/04 *Den spanska uttern*. Av den förra framgår att det är ett avsiktligt beteende att köra moped på en strand om man har blivit medveten om – till exempel genom skyltning – att det kan störa en skyddad art. Av *Den spanska uttern* framgår att avsiktsbegreppet även innefattar att sätta ut fällor i vetskaper om att dessa riskerar att fånga eller döda en skyddad art. MÖD hänvisade även till EU-kommissionens vägledning

i artskyddsfrågor från 2007.⁴ Där skriver kommissionen att ”avsiktliga” gärningar även begås av en person som inte avser att fånga eller döda ett exemplar av en skyddad art, men som är tillräckligt informerad och medveten om att det blir den sannolika följderna av handlingen och trots detta genomför denna. Begreppet omfattar alltså en situation där exemplar av den skyddsvärda arten fångas eller dödas – till exempel som en oönskad men accepterad sideeffekt – med uppenbar likgiltighet för kända förbud. Därefter gör MÖD följande uttalande:

Risken för fågelkollisioner i det aktuella området kan med ledning av tillgängligt material bedömas vara relativt begränsad. Det står helt klart att bolagets avsikt med vindkraftetableringen inte är att döda eller störa fågellivet. Inte heller finns det någon som helst grund för att tro att bolaget med uppenbar likgiltighet för artskyddsförordningens förbud avser att uppföra vindkraftverken. En etablering av vindkraftverken kan därför inte anses i sig stå i strid med bestämmelserna i 4 § artskyddsförordningen.

Det var därför enligt MÖD felaktigt av mark- och miljödomstolen att avslå ansökan om tillstånd redan på den grunden att etableringen krävde dispens enligt AF. Därefter övergår MÖD till en bedömning av ”verksamhetens tillåtlighet” enligt 2 kap. MB. Här skriver man dels att det är verksamhetsutövaren som ska visa att de allmänna hänsynsreglerna kan följas, dels att domstolen i sin egen praxis har poängterat att artskyddet bör ses som en precisering av dessa regler. I den delen hänvisar MÖD till avgörandena om *Gullberget* och *MÖD 2013:13*, varpå man uttalar (vår kursivering):

En del i prövningen blir då att med tillämpning av relevanta fridlysningsbestämmelser i artskyddsförordningen bedöma hur de skyddade arterna påverkas av den planerade verksamheten. Prövningen kan leda fram till att verksamheten inte kommer i konflikt med fridlysningsbestämmelserna och att det därför inte blir aktuellt med dispensprövning, *men självfallet kan utgången också bli att verksamheten trots planerade försiktighetsmått bedöms strida mot fridlysningsbestämmelserna. Om förutsättningar för dispens då inte finns är verksamheten olämpligt lokaliserad och inte tillåtlig.*

När det sedan gällde bedömningen av vindkraftverkens påverkan på fågellivet vid Bottorp anslöt MÖD till den bedömning som länsstyrelsen

⁴ Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats directive 91/43/EEC, February 2007.

gjort, det vill säga att anläggningen kan uppföras utan att skada fågellivet påtagligt. Något hinder från artskyddssynpunkt fanns därför inte för att meddela tillstånd och målet återförvisades till MPD för en fullständig prövning av lokaliseringen.

2.2 Vindkraftverk i Boge på Gotland

MÖD 2014:48 handlade om uppförandet av sju stycken, 185 meter höga vindkraftverk på Gotland. Företaget Boge Vindbruk AB hade ansökt hos MPD/Stockholm om tillstånd enligt 9 kap. MB för verksamheten. Samtidigt som bolaget ansökte om tillstånd för verksamheten, ansökte man om dispens enligt 14 § AF hos Länsstyrelsen på Gotland. Myndigheten avslag dispensansökan i januari 2013 med hänvisning till att fågelinventeringen var otillräcklig och att samtliga vindkraftverk skulle placeras inom skyddszonen på 2 km från häckningsplatser för havsörn.⁵ Verksamheten ansågs därför kunna medföra både ett avsiktligt dödande och avsiktligt störande av fåglarna enligt 4 § 1 st. 1 och 2 pp. AF och några skäl för dispens fanns inte. Bolaget återkom direkt med en ny ansökan, nu med ett larmsystem – DTBird – som försiktighetsåtgärd. Systemet består av kameror och högtalare som är monterade på vindkraftverken för att upptäcka och skrämma bort inkommande fåglar. Systemet angavs vara prövat med framgång vid vindparken i Smøla i Norge. Bolaget menade också att det inte var nödvändigt att placera samtliga vindkraftverk utanför en skyddszon på 2 km, då fåglarna om de störs kan välja andra bon att häcka i. I mars avslag länsstyrelsen även denna ansökan, i stort sett med samma motivering.⁶ Man tillade dock att den planerade skyddsåtgärden med att skrämma bort örnnarna från vindkraftverken i reviret skulle innebära en störning för fåglarnas möjligheter att genomföra häckning där. Boge Vindbruk överklagade till Mark- och miljödomstolen i Nacka som började med att konstatera att samtliga de bon som havsörnsparet hade, oavsett skick, ingick i ett och samma fortplantningsområde. Domstolen höll sedan med länsstyrelsen om att det var olämpligt att placera så höga vindkraftverk i ett område där havsörnen hade häckat i flera år och som korsades av flera flygvägar mellan bo och födosöksområde.⁷ En sådan lokalisering skulle enligt domstolen innebära ett avsiktligt dödande i AFs

⁵ Länsstyrelsen i Gotland beslut 2013-01-31, dnr 522-48-13.

⁶ Länsstyrelsen i Gotland beslut 2013-03-13, dnr 522-501-13.

⁷ Mark- och miljödomstolen i Nacka, dom 2014-04-30 i mål nr M 1917-13.

mening eftersom det fanns en beaktansvärd risk för kollisioner. Vidare menade man att eftersom avsikten med DTBird var att störa fåglarna rörde det sig om en åtgärd som var förbjuden enligt 4 § 1 st. 2 p. AF. Domstolen delade också länsstyrelsens uppfattning att försiktighetsåtgärderna inte var tillräckliga och att det saknades skäl för dispens.

Mark- och miljödomstolens dom i dispensärendet kom i mars 2014. I augusti samma år avlog MPD/Stockholm ansökan om tillstånd enligt 9 kap. MB för anläggningen med hänvisning till att lokaliseringen var olämplig med hänsyn till fågelintresset, men även problematiskt för naturvården, landskapsbilden och bullerpåverkan för närboende.⁸ När det gällde artskyddet skrev man:

Miljöprövningsdelegationen bedömer att uppförandet av en vindkraftpark nära havsörnarnas häckningsområde skulle innebära en starkt negativ förändring av deras livsmiljö, speciellt som flera av verken skulle komma att placeras mellan häckningsområdet och deras huvudsakliga jaktmarker. Under häckningstiden skulle de behöva passera verken kanske flera gånger per dag och då riskera att flyga så nära dessa att de träffas av rotorbladen. De aktuella vindkraftverken har också förhållandevis långa rotorblad, med stor svepyta. Havsörnarna skulle enligt Miljöprövningsdelegationens bedömning löpa stor risk att kollidera med vindkraftverk som placerades mellan häckningsområdet och havet. Delegationen delar inte bolagets bedömning att örnarna skulle kunna bedöma riskerna med vindkraften och välja boplatz och flygriktning därefter.

Miljöprövningsdelegationen konstaterar att projektområdet är beläget inom ett havsörnsrevir samt att platserna för alla planerade vindkraftverk är belägna inom det rekommenderade skyddsavståndet om minst 2 km från något känt havsörnsbo. Det framgår också av handlingarna att det kortaste avståndet mellan något planerat vindkraftverk och havsörnsbo som använts av havsörnarna under senare tid är ca 600 meter. Flera verk skulle komma att placeras så att de utgör en barriär i de riktningar havsörnarna kan antas och har befunnits röra sig. Vad gäller varningssystemet DTBird bedömer Delegationen att systemet i detta fall, om det verkligen skulle komma att skrämma havsörnarna från området, samtidigt skulle innebära ett intrång i havsörnarnas revir som troligen oimintetgör fortsatt häckning i området.

Under tiden gick målet om dispens enligt AF upp till MÖD. Här hävdade bolaget att AF över huvud taget inte var tillämplig, då ett uppförande av

⁸ Miljöprövningsdelegationen vid Länsstyrelsen i Stockholm, beslut 2014-08-29 i ärende 5511-23714-2012.

en vindpark med DT Bird som försiktighetsmått inte kan utgöra ett avsiktligt dödande i den mening som avses i artikel 5 i fågeldirektivet. Ett handlande som medför beaktansvärd risk för ett dödande eller störning är inte detsamma som att något sker avsiktligt. Bolaget har vare sig avsikt eller vilja att döda eller störa fåglar då det inte är syftet med etableringen av vindkraftverken och utformningen av parken har skett på ett sätt som begränsar risken för olyckor och störningar. Man menade också att 4 § AF ska liksom artikel 5 i fågeldirektivet tolkas enligt sin ordalydelse och bestämmelserna är inte tänkta att träffa åtgärder eller verksamheter där dödande, fångande eller störande är en icke-avsedd (oavsiktlig) bieffekt. I MÖD yrkade därför bolaget att ansökan om dispens skulle avvisas eftersom AF inte var tillämplig.

MÖD:s avgörande kom samma dag som domen om *Bottorp*. Skrivningarna i domarna är identiska till och med redogörelsen för EU-domstolens praxis och EU-kommissionens vägledning från 2007, liksom skrivningen om att avsikten med vindkraftetableringen inte att döda eller störa fågellivet eller att det finns anledning att tro att sökanden är uppenbart likgiltig inför artskyddsförordningens förbud. Den första meningen i det senare stycket – den om att risken för fågelkollisioner var relativt begränsad – saknas emellertid. Sedan tillägger MÖD i *Boge*:

Det är därför inte ändamålsenligt eller rimligt att i detta skede, innan bygget av vindparken har påbörjats, behandla frågan om dispens från artskyddsförordningens förbud. Inte heller i ett senare skede kommer det att ligga nära till hands att direkt tillämpa artskyddsförordningen på verksamhet som den som bolaget vill bedriva. När det – som i detta fall – är fråga om miljöfarlig verksamhet som är tillståndspliktig kommer artskyddsfrågorna att ha sin givna plats i tillståndprocessen.

Därefter upprepas skrivningen från *Bottorp* om fridlysningsbestämmelserna som en precisering av de allmänna hänsynsreglerna och att prövningen i ett tillståndsärende kan utmynna i att de föreskrivna försiktighetsåtgärderna bedöms vara tillräckliga eller att lokaliseringen bedöms vara olämplig med hänsyn till artskyddsintressena. I målet om *Boge* instämde MÖD emellertid i bolagets uppfattning att dispensfrågan inte skulle prövas nu, varför man medgav yrkandet om avvisning.

Efter ytterligare en månad avgjordes tillståndsmålet för *Boge* av Mark- och miljödomstolen i Nacka och även här blev det återförvisning.⁹ Dom-

⁹ Mark- och miljödomstolen i Nacka, dom 2015-01-23 i mål nr M 5089-14.

stolen menade att MPD enbart hade bedömt verksamheten utifrån kravet på lämplig lokalisering och risken för rovfåglarna, men inte övriga frågor. Angående möjliga försiktighetsåtgärder uttalade man följande (vår kursivering):

Bolaget har vid prövningen i MPD föreslagit att en särskild skyddsåtgärd föreskrivs genom fågelskyddssystemet DTBird. I överklagandet till mark- och miljödomstolen har bolaget även angett att DTBird bör föreskrivas som försiktighetsmått under en provotid om ett år *från det att anläggningen har uppförts*. MPD har, förutom att bedöma att varningssystemet DTBird skulle innebära ett intrång i havsörnarnas revir som troligen ointetgör fortsatt häckning i området, inte närmare prövat möjligheten att föreskriva villkor, försiktighetsmått eller andra skyddsåtgärder som gör att prövningen skulle leda fram till att verksamheten inte kommer i konflikt med bestämmelserna i artskyddsförordningen (2007:845). Mark- och miljödomstolen konstaterar även att MPD inte har prövat verksamhetens tillåtlighet utifrån några andra motstående intressen än de som gäller riskerna för fågellivet. Alla frågor av betydelse för prövningen har därmed inte prövats av MPD.

Väl tillbaka i MPD/Stockholm kom målet ändå mest att handla om fågelskyddet. Sökanden menade dels att området numera inte var särskilt intressant för havsörnarna och att det närmaste boet låg mer än tre kilometer bort, dels att DTBird var en skyddsåtgärd som har använts med framgång i flera länder. Naturvårdsverket, Länsstyrelsen på Gotland och naturvårdsorganisationerna ansåg tvärtom att det rör sig om ett kärnområde för havsörnspopulationen och att kunskapen om DTBird är outvecklad, varför testning av metoden först bör ske på befintliga vindparker. MPD gjorde en fullständig prövning av verksamheten och fann att den var tillätlig i alla avseenden, med undantag för fågelskyddet. Man menade att kunskapen om DTBirds funktion att skydda örnar från kollision är bristfällig och att det inte kan uteslutas att systemet medför sådana olägenheter att örarna helt undviker området. Med hänsyn till områdets betydelse för fågelpopulationen, ansåg MPD att lokaliseringen stred mot både AF och lokaliseringsprincipen i 2:6 MB. Då det inte var möjligt att föreskriva villkor som gjorde det möjligt att undvika konflikten med AF:s förbud, avslogs ansökan om tillstånd.¹⁰

¹⁰ MPD/Stockholm, beslut 2015-09-18 (dnr 5511-2766-2015).

2.3 Skid- och turistanläggning i Örndalen, Härjedalen

Den senaste domen om artskyddet är *MÖD 2015:3 Örndalen*. Målet gällde en skid- och turistanläggning i Härjedalen. Anläggningen som sådan var inte förprövningspliktig enligt MB, men dispens enligt AF aktualiserades genom att den skulle byggas inom ett kungsörnsrevir. Länsstyrelsen i Jämtland hade meddelat dispens då verksamheten ansågs vara av överskuggande allmänintresse enligt 14 § 3.c) AF. Mark- och miljödomstolen i Östersund ansåg att verksamheten skulle dels medföra en avsiktlig störning av kungsörnen, dels skada och förstöra artens fortplantnings- och viloområden (4 § 1 st. 2 och 4 pp. AF). Domstolen hade emellertid inte samma uppfattning som länsstyrelsen om att det fanns skäl för dispens, varför ansökan avslogs.

Bolaget överklagade till MÖD, som delade underinstansernas bedömning att verksamheten skulle störa kungsörnarna. När det gällde avsiktsgreppet i AF och de två naturvårdsdirektiven hänvisade domstolen till de två tidigare nämnda rättsfallen från EU-domstolen och till 2007 års vägledning från EU-kommissionen om art- och habitatdirektivet och menade att det resonemanget även hade bäring för motsvarande begrepp i artikel 5 i fågeldirektivet. Därefter uttalade MÖD (vår kursivering):

Som mark- och miljödomstolen har konstaterat kommer den planerade anläggningen att uppföras inom ett örnrevir med tre bebodda kungsörnsbon i omedelbar anslutning till anläggningen. En lyckad häckning genomfördes i reviret under år 2012. Med hänsyn till dessa omständigheter framstår det som högst sannolikt att verksamheten kommer att störa kungsörnarna i den mening som avses i förbudet i 4 § första stycket 2 artskyddsförordningen. Vidare står det klart att bolaget har insett denna risk. *Då bolaget trots denna insikt ändå avser att uppföra den planerade skid- och turistanläggningen måste det anses som ett avsiktligt agerande i den mening som avses i 4 § första stycket 2.* Etableringen kommer med stor sannolikhet även att skada eller förstöra kungsörnarnas fortplantningsområden och viloplatser. Den planerade anläggningen strider därför också mot 4 § första stycket 4 artskyddsförordningen.

Därefter övergick MÖD till att bedöma om undantaget i 14 § 3.c) AF var tillämpligt, det vill säga om byggandet av anläggningen var ett tvingande allt överskuggande allmänintresse. Domstolen pekade på att den undantagsmöjligheten visserligen bara finns i art- och habitatdirektivet, men ansåg att den ändå är tillämplig eftersom förbudet i artikel 5 i fågeldirektivet sannolikt utvidgats till att omfatta sådana åtgärder som

ursprungligen inte var avsedda i bestämmelsen. Det kunde därför inte anses oförenligt med fågeldirektivets syfte att vid en dispensprövning av ett infrastrukturprojekt eller annat byggande beakta om dispensen kan behövas av hänsyn till ett allt överskuggande allmänintresse. I det här fallet ansåg domstolen emellertid inte att det var frågan om ett sådant allmänintresse, varför man fastställde mark- och miljödomstolens avslag på dispensansökan.

3. Reaktioner på MÖD:s avgöranden

Som redan nämnts, har såväl avgörandena om *Bottorp* och *Boge* som det om *Örndalen* orsakat diskussion i miljörättssverige. Det kan därför vara på sin plats att redogöra något för debatten innan vi övergår till analysen.

Under rubriken "Mark- och miljööverdomstolen har klargjort att vindkraft inte innebär ett avsiktligt dödande eller störande enligt artskyddsförordningen" skrev ombuden för Boge Vindbruk AB – Magnus Fröberg och Hedvig Ekdahl – en kommentar till *Bottorp* och *Boge* i detta forum strax efter avgörandena, men före *Örndalen*.¹¹ De skriver att MÖD nu har fastställt det som bolaget hävdade i dispensprövningen, nämligen att det inte räcker med att man är medveten om att det sannolikt kan uppkomma en störning eller dödande av fåglar för att det ska vara ett avsiktligt handlade enligt 4 § 1 st. 1 och 2 pp. AF. För att det ska uppkomma ett avsiktligt handlade i sådana fall krävs också att sökanden visar uppenbar likgiltighet för kända förbud. Ett exempel kan vara att man bedriver en verksamhet i strid mot givna villkor om artskydd eller uppför vindkraftverk i områden där det är förbjudet. Fröberg och Ekdahl menar också att artskyddet i sin helhet ska behandlas inom ramen för de allmänna hänsynsreglerna, till exempel vid ansökan om tillstånd. Prövningen ska då emellertid enbart ta sikte på om verksamheten kan medföra en påtaglig påverkan av fågelpopulationerna enligt 4 § 1 st. 4 p. AF och inte risken för att enstaka exemplar av de skyddsvärda fåglarna störs eller dödas. Endast om fåglarnas fortplantningsområden eller viloplatsen kan skadas eller förstöras bör verksamheten stoppas på grund av olämplig lokalisering. De avslutar med att uttala förhoppningen att MÖD:s avgöranden ska leda till en mer enhetlig och betydligt mer begränsad tillämp-

¹¹ Fröberg, M & Ekdahl, H: Mark- och miljööverdomstolen har klargjort att vindkraft inte innebär ett avsiktligt dödande eller störande enligt artskyddsförordningen. Nättidningen JP Miljönet 2015-01-23.

ning av förbuden i 4 § 1 st. 1 och 2 pp. AF när det gäller vindkraft och andra verksamheter där frågor om artskydd aktualiseras.

Naturvårdsverket har varit aktivt i samtliga de mål som redogjorts för i artikeln. Myndigheten har konsekvent fört linjen att det är en avsiktlig handling att bedriva en verksamhet trots kännedom om att den med viss sannolikhet kommer att döda eller störa de skyddsvärda arterna. I Naturvårdsverkets handbok för artskyddsförordningen från 2009 anges att uttrycket ”avsiktligt” omfattar en situation där någon utifrån tillgänglig information förstår de förutsägbara konsekvenserna av sitt handlande.¹² Under våren 2015 publicerade myndigheten också en vägledande text som förtydligade denna tolkning. Man menade att när det gäller verksamheter som vindkraft, där syftet inte är att döda eller skada arterna, utlöses förbudet i 4 § AF av en risk för påverkan på fåglarnas bevarandestatus i området. En sådan tolkning är i linje med fågeldirektivets syfte som är att bibehålla eller återskapa arternas populationer på en nivå som svarar mot ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov. För en hotad art kan emellertid dödandet av enstaka individer vara tillräckligt för att påverka bevarandestatusen negativt, medan det för vanligare arter krävs ett större antal individer. Vidare krävs det ”avsikt”, det vill säga att verksamhetsutövaren känner till att en skyddad art kan påverkas och godtar denna risk. Det är verksamhetsutövaren som enligt 2:2 MB ska skaffa sig kunskapen om vilken effekt som verksamheten kan ha på skyddade arter och som enligt 2:6 MB ska välja en plats som är lämplig. Mot denna bakgrund krävs att hen kan visa att risken för skada på den skyddade artens bevarandestatus i området är begränsad. När det gäller lokaliseringen av vindkraftverk bör det därför bedömas som ett avsiktligt dödande när det jämfört med andra vindparker föreligger en förhöjd kollisionsrisk för känsliga arter. Det är inte alla skyddade arter som påverkas negativt av vindkraftverk, utan det beror på flygsätt, förekomst och andra förutsättningar som till exempel landskapets utformning. Slutligen menar Naturvårdsverket att konflikten mellan energiutvinning och artskydd inte ligger i vindkraften i sig, utan var den lokaliseras. Genom att placera verken utanför de rekommenderade skyddsavstånd som anges i till exempel

¹² Handbok för artskyddsförordningen. Del 1 – fridlysning och dipsenser. NV 2009:2.

Vindval¹³ och genom att undvika områden med stora tätheter av känsliga fågelarter och viktiga flygstråk kan vindkraftverk byggas utan att komma i konflikt med artskyddsbestämmelserna.

Övriga lagkommentarer kring utvecklingen av artskyddet är försiktiga. Gabriel Michanek & Charlotta Zetterberg skriver om *MÖD 2014:47* i 2015 års supplement till Den svenska miljörätten att "(d)et kan förmodas att domstolen ser frågan om vad som är "avsiktligt" dödande i relation till kunskaperna om hur man ska uppfatta de faktiska riskerna för dödande".¹⁴ I Zeteo skriver Bertil Bengtsson som kommentar till *MÖD 2015:3 Örndalen* att "(d)omen ger uttryck för en sträng tillämpning av både 4 och 14 §§ i förordningen".¹⁵

4. Artskyddet som utredningskrav och precisering av de allmänna hänsynsreglerna

MÖD:s rättspraxis kring lokalisering av vindkraftverk och andra verksamheter som kan påverka skyddade arter – det "rena artskyddet" – har nu blivit relativt stabil. Till att börja med har domstolen poängterat att det måste finnas ett fullgott underlag för att bedöma påverkan. Exempel på detta är avgörandena om *Gullberget* och *Stora Lönhult*. Det förra gällde tillstånd till nio vindkraftverk i ett område i Söderhamn där det häckade fiskgjuse, orre och tjäder, fåglar som är listade i bilaga 1 till fågeldirektivet och som är känsliga för vindkraftverk.¹⁶ Den MKB som verksamhetsutövaren hade tagit fram innehöll inte något underlag för bedömningen av vare sig störningar för arterna eller påverkan på deras fortplantnings- eller viloplatser. Inte heller alternativa lokaliseringar hade utretts, varför ansökan om tillstånd avslogs. *Stora Lönhult* var ett anmälningsärendet för fyra vindkraftverk i Aneby kommun.¹⁷ Till skillnad från miljödomstolen ansåg MÖD att den översiktliga undersökningen av fladdermöss var otillräcklig, liksom att fågelinventeringen var för allmänt hållen. Det var

¹³ Vindval är ett kunskapsprogram i samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket, se <http://www.naturvardsverket.se/vindval>. Här anges också vilka arter som är känsliga för vindkraft, till exempel rovfåglar och fladdermöss. Se även Naturvårdsverkets rapport 6467, Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss.

¹⁴ Supplement till Den svenska miljörätten (Iustus, mars 2015; <http://iustus.se/litteratur/den-svenska-miljoratten/>), s. 10 f.

¹⁵ Zeteo (zeteo.nj.se) under 8:1 MB.

¹⁶ MÖD 2012-05-29; M 7639-11 *Gullberget*.

¹⁷ MÖD 2014-04-16; M 7168-13 *Stora Lönhult*.

därför inte var möjligt att bedöma förekomsten av arterna eller deras rörelsemönster i området. Någon lokaliseringsprövning enligt 2:6 MB kunde därmed inte göras och målet visades åter till miljönämnden för fortsatt handläggning.

Avgöranden som dessa är inte speciella för vindkraften som verksamhet, utan ansluter till ett allmänt krav på utredning under 2:2 MB och MKB-reglerna som gäller för alla verksamheter som kan påverka skyddsvärda arter. Exempel på viktiga sådana avgöranden är *RÅ 2005 ref. 44* som rörde en detaljplan i ett område av betydelse för den stora vattensalamandern, *MÖD 2004:3* om en cykelvägs påverkan på fåltpiplärkans livsmiljö och *MÖD 2014:4* om en exploatering som kunde inverka på levnadsvillkoren för den grönfläckiga paddan.

När det sedan gäller artskyddets materiella innebörd har det vuxit fram en rättspraxis som innebär att fridlysningen betraktas som en precisering av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB. En del i prövningen blir då att bedöma hur de skyddade arterna påverkas av den planerade verksamheten och föreskriva villkor som medför att verksamheten inte kommer i konflikt med fridlysningsbestämmelserna. Först om det ändå kvarstår en risk för beaktansvärd skada på de skyddade arterna och deras levnadsmiljöer blir det aktuellt med en dispensprövning enligt 14 § AF. Ett exempel på det här angreppssättet är målet om *Mästermyr*, som gällde tillstånd för en gruppstation av vindkraftverk på Gotland.¹⁸ Här pekade domstolen på att myren enligt sökandens egna utredningar var häckningslokal och födosöksområde för bland andra havsörn och kungsörn. Båda arterna är bilaga 1-fåglar och angivna som känsliga i Vindvalsrapporten 6467. När det gällde *Mästermyr* pekade MÖD på att den har stor betydelse som fågellokal och att vindkraftverk i området skulle medföra risker för de skyddsvärda arterna. Mot denna bakgrund ansåg domstolen att sökanden inte hade visat att lokaliseringen var lämplig enligt 2:6 MB. Inte heller var det möjligt att förena tillståndet med sådana villkor om till exempel buffertzoner till boplatser som skulle medföra att lokaliseringen kunde godtas. Ansökan om tillstånd avslogs därför.

Det avgörande som annars oftast lyfts fram i vindkraftssammanhang är *MÖD 2013:13* som handlade om lokaliseringen av 12 vindkraftverk på Holmsjöåsen i Ånge. Här gjorde domstolen det vägledande uttalandet:

¹⁸ MÖD 2012-07-04; M 8344-11 *Mästermyr*.

Mark- och miljööverdomstolen finner, i likhet med Naturvårdsverket, att artskyddsförordningen är att se som en precisering av vad som kan följa av de allmänna hänsynsreglerna när det gäller skydd av arter. En del i prövningen blir då att med tillämpning av relevanta fridlysningsbestämmelser i artskyddsförordningen, bedöma hur de skyddade arterna påverkas av den planerade verksamheten. Genom att föreskriva villkor om försiktighetsmått och skyddsåtgärder kan prövningen leda fram till att verksamheten inte kommer i konflikt med fridlysningsbestämmelserna och att det därför inte blir aktuellt med dispensprövning.

Tillståndsmyndigheten måste alltså vid prövningen ta ställning till om de fridlysta arterna påverkas på ett sådant förbjudet sätt som anges i 4 § AF och i så fall om det går att föreskriva försiktighetsåtgärder så att konflikten med förbuden undviks. I målet var det fråga om påverkan på fladdermöss och kungsörn, men MÖD ansåg att risken för skada enligt 4 § AF inte var beaktansvärd. Tillstånd kunde därför meddelas.

Ett ytterligare exempel är avgörandet om Sällstorp, som gällde ansökan om tillstånd till tretton vindkraftsverk i Varbergs kommun.¹⁹ I området fanns kända häckningar av rovfågel och andra rödlistade fågelarter samt värdefulla fågelbiotoper. Tillstånd meddelades av MPD/Halland och Mark- och miljödomstolen i Vänersborg avslag överklagandena med skrivningen att man ”gått igenom handlingarna i målet och kommit fram till att det inte finns några skäl att ändra MPD:s beslut”. MÖD godtog fågelinventeringen, men fann brister i kunskaperna om fladdermöss i området. Därefter bedömde man om lokaliseringen kunde godtas med hänsyn till förekomsten av rovfåglar och andra rödlistade fåglar i området. MPD hade visserligen undantagit sex vindkraftverk som låg närmast häckningslokalerna, men MÖD menade att det inte räckte att enbart iaktta rekommenderade buffertzoner, utan det måste ske en helhetsbedömning av etableringens påverkan på området som fågellokal. Utredningen i målet visade att de sju vindkraftverk som MPD lämnat tillstånd till skulle fragmentera området och därigenom riskera att störa fåglar samt tränga bort dem från boplatser och födosöksområden. Med hänsyn till Sällstorps påtagliga betydelse som fågellokal och de risker för rovfåglar och andra särskilt skyddsvärda fågelarter som en etablering skulle medföra, ansåg MÖD att sökanden inte hade visat att platsen var lämplig

¹⁹ MÖD 2013-08-13; M 10072-13 *Sällstorp*.

enligt 2:6 MB. Resonemanget liknar mycket det som fördes i *Mästermyr* och även här avslögs ansökan i sin helhet.

Ett liknande resonemang fördes i ett mål om placeringen av nio vindkraftverk på *Sollerön* i Mora.²⁰ Området var revir och överflygningsområde för flera fåglar som är känsliga för vindkraft, främst kungsörn och bivräk. MPD/Dalarna hade gett tillstånd och förenat det med ett utredningsvillkor om att kartlägga påverkan på rovfåglarna och att föreslå försiktighetsmått om det skulle visa sig att vindkraftverken medförde negativa effekter, vilket godtogs av Mark- och miljödomstolen i Nacka. MÖD däremot avslag ansökan med samma motivering som i *Sällstorp*. Konstruktionen med ett utredningsvillkor underkändes med hänvisning till att lokaliseringsbedömningen inte kunde göras utan kännedom om verksamhetens påverkan på särskilt skyddsvärda fåglar. Detta gällde även sökandens andrahandsyrkande som innebar att utredningen skulle utföras innan anläggningsarbetena påbörjades och tillståndet förenas med villkoret att vindkraftverken inte fick placeras närmare boplatser för kungsörn än 2 km.

De flesta av de rättsfall som redogjorts för ovan har varit tillståndsprövningar. Att fridlysningsreglerna ses som en precisering av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB betyder emellertid att de kan komma att tillämpas i en rad andra situationer, till exempel vid samråd enligt 12:6 MB eller tillsynsärenden enligt 26:9 MB. Ett illustrativt exempel på en samrådssituation erbjuds i *Kornknarren vid Gårdskär*.²¹ Här ville ett skogsbolag anlägga en granfröplantage i ett gräsområde i Älvkarleby där det fanns flera häckningar av kornknarr. Arten är i Sverige rödlistad i kategorin "nära hotad" och har så låg reproduktivitet att den inte är självbärande. Efter att bolaget anmält till samråd med Länsstyrelsen i Uppsala meddelade myndigheten förbud mot planteringen. Mark- och miljödomstolen i Nacka upphävde förbudet med hänvisning till att kornknarren inte var fridlyst (!), att den hade god utbredning, att det inte var fråga om ett Natura 2000-område samt att det inte var en sådan undantagssituation som krävs för att ett förbud enligt 12:6 MB ska kunna meddelas. MÖD höll inte med. Man konstaterade att området var lämpligt som häckningsplats för kornknarren, samtidigt som denna naturtyp – gräsmark med hög vegetation – försvinner fortlöpande. Skogsplantering kan typiskt sett förstöra denna miljö. Vidare pekade MÖD på att kornknarren ingår i

²⁰ MÖD 2014-04-03; M 2504-13.

²¹ MÖD 2013-01-23; M 4980-12.

bilaga 1 till fågeldirektivet och att medlemsstaterna enligt artikel 4.4 i fågeldirektivet har en allmän skyldighet att skydda dessa arters livsmiljöer. Man konstaterade också att den är fridlyst och att det enligt 4 § 1 st. 4 p. AF är förbjudet att skada eller förstöra dess fortplantningsområden. Sedan uttalade MÖD:

Med hänsyn till att den svenska stammen av kornknarr sannolikt inte är självbärande och då bristen på lämpliga häckningsplatser är en viktig orsak till detta, anser Mark- och miljööverdomstolen att det är motiverat med åtgärder för att skydda lämpliga fortplantningsområden. Den omständigheten att kornknarren förekommer med god utbredning i Uppland innebär inte att det är mindre viktigt att skydda lämpliga miljöer i Uppland, särskilt som antalet lyckade häckningar trots den förhållandevis goda utbredningen fortfarande är få. Mark- och miljööverdomstolen delar länsstyrelsens bedömning att det inte är möjligt att förelägga om försiktighetsmått för att skydda naturmiljön, utan att det är nödvändigt med ett förbud.

Sedan övergick domstolen till den avvägning mellan allmänna och enskilda intressen som ska göras enligt 12:6 MB, men menade att det allmänna intresset av att skydda arten och dess miljöer vägde tyngre än bolagets enskilda intresse av att bedriva granfröplantage. Vid denna bedömning tog man hänsyn till att det fortfarande kunde bedrivas granfröplantage inom halva det område som omfattas av samrådsanmälan. Därför fastställdes länsstyrelsens föreläggande.

Avslutning av del 1

I del 2 av artikeln redogör vi för relevanta avgöranden från EU-domstolen och hur fågelskyddet tillämpas i några andra länder. Därefter diskuterar vi hur de tre målen från MÖD passar in i tidigare rättspraxis. Slutligen drar vi några slutsatser om fågeldirektivets implementering i Sverige och artskyddets tolkning i vindkraftssammanhang.

DEL 2

Inledning

I den andra delen av artikeln om vindkraft och fågelskydd tar vi först upp EU-domstolens praxis och vad som sägs i anslutande rättskällor (avsnitt 5). Därefter redogör vi för hur artskyddsbestämmelserna tillämpas

vid tillståndsprövningar i Tyskland, Danmark och Finland. Här (avsnitt 6) berättar vi också om vindparken i Smøla i Norge. I avsnitt 7 diskuterar vi sedan hur de senaste avgörandena från MÖD passar in i mönstret av tidigare rättspraxis. Avslutningsvis gör vi några allmänna reflektioner om den svenska implementeringen av artskyddet i EUs naturvårdsdirektiv (avsnitt 8 och 9).

5. EU-domstolens rättspraxis

Debatten som blossat upp i Sverige om avsiktsebegreppet i artikel 5 i fågeldirektivet framstår vid en läsning av EU-domstolens domar som lite yrvaken. Uppfattningen att det strikta skyddet i fågeldirektivet endast är tänkt att träffa åtgärder eller verksamheter där dödande, fångande eller störande är syftet med åtgärden verkar inte heller ha stöd i hur andra medlemsstater tillämpar reglerna i mötet mellan vindkraftverk och fåglar. Då kritikerna till artskyddet gärna påstår att vi i Sverige har en alldeles egen förståelse av direktivkraven kan det därför vara på plats med en kort utblick i de följande två avsnitten.

EU-domstolen har bedömt förbudet mot avsiktligt dödande/störande i artikel 5 i fågeldirektivet resp. artikel 12 i art- och habitatdirektivet i olika situationer. Tidigt tog domstolen ställning för en strikt tillämpning av skyddsreglerna och slog ned på nationella lagstiftningar som inte uttryckligen återgav förbuden. Exempelvis underkändes den tyska lagstiftningen som innehöll ett undantag från förbudet mot avsiktligt dödande/störande vid "normal markanvändning" inom de areella näringarna (mål 412/85 *Kommissionen mot Tyskland* (1987)). Redan detta avgörande tolkades i litteraturen som att det möjligen innebar att det räcker att man är medveten om att en verksamhet kan medföra skada för att förbudet ska slå till.²² En liknande situation förelåg i C-6/04 *Kommissionen mot UK* (2005), där den engelska lagstiftningen som innehöll ett allmänt undantag för dödande och störande som var "följd av en laglig verksamhet"

²² Se Michanek & Zetterberg: Den svenska miljörätten (Iustus, 3:e uppl. 2012), s. 232, med hänvisning till Westerlund, S: *Nytt svenskt rättsläge på grund av EU*. Miljörättslig Tidskrift 1994:3, s. 507 ff. Michanek & Zetterberg är dock försiktiga när det gäller vilka slutsatser som kan dras av avgörandet. Man bör också observera att domen inte finns på svenska och att den engelska versionen innehåller ett avgörande fel i sista meningen av p. 15. Där de tyska, franska och danska versionerna talar om "absichtliche Beeinträchtigung", "atteintes intentionnelles" resp. "forsætlig indgreb", står det "unintentional damage" i den engelska. I Westerlunds artikel återges enbart den engelska versionen.

underkändes. Här uttalade EU-domstolen att undantag som bygger på handlingens rättsenlighet strider mot andan i och syftet med direktivet, liksom undantagsregelns ordalydelse.²³ De domar från EU-domstolen som annars oftast förekommer i diskussionen är C-103/00 *Caretta caretta* (2002) och C-221/04 *Den spanska uttern* (2006). Som nämndes i avsnitt 2, innehåller de senaste MÖD-avgörandena hänvisningar till dessa mål, liksom till EU-kommissionens vägledning från 2007. I *Caretta caretta* ansåg kommissionen att Grekland inte skyddade havssköldpaddan tillräckligt effektivt genom lagstiftning och tillsyn, vilket EU-domstolen höll med om. Särskilt reagerade domstolen mot att myndigheterna inte hade ingripit mot mopedåkning på stränder där det var förbjudet och mot båt fart i skyddade områden. Av det avgörandet drog generaladvokat Kokott slutsatsen att avsiktsrekvisitet inte bara täcker handlingar som syftar till dödande/störande av arterna, utan även då syftet är ett annat, men utföraren accepterar sådana konsekvenser.²⁴ Detta resonemang följdes upp i yttrandet i *Den spanska uttern*, där hon påpekar att det inte är tillåtet att från förbudet undanta handlingar som utförs där skadorna på arterna medvetet tas med i beräkningen. Det är följaktligen avsiktligt om dödandet/störningen är ett resultat av en handling vid vilken aktören insåg hotet mot den skyddade djurarten.²⁵ Hon menade vidare att eftersom medlemsstaterna är skyldiga att ha särskilda skyddsbestämmelser på plats för arterna, måste de inom ramen för tillståndsgivningar också beakta i vilken utsträckning som en åtgärd kan innebära störning av skyddade arter. Hennes slutsats blir därför (vår kursivering och förtydligande inom parentes):²⁶

Med en sådan preventiv tillämpning av artikel 12.1 i direktivet om livsmiljöer kommer bedömningen inte an på frågan huruvida de enskilda aktörerna avsiktligt stör de skyddade djurarterna. *Avgörande är i stället huruvida de behöriga myndigheterna måste anta att en tillåten handling (the authorised conduct) kommer att medföra sådana skador som är avsedda att förbjudas genom artikel 12.1 i direktivet om livsmiljöer.* Om så är fallet får tillståndet utfärdas endast med stöd av undantagsbestämmelserna i artikel 16 i direktivet

²³ C-6/04 *Kommissionen mot UK* (2005), p. 113.

²⁴ AG Kokotts yttrande i C-6/04 *Kommissionen mot UK* (2005), p. 118.

²⁵ AG Kokotts yttrande i C-221/04 *Den spanska uttern* (2005), pp. 50 och 54.

²⁶ AG Kokotts yttrande i C-221/04 *Den spanska uttern* (2005), pp. 64–65, citatet i den senare.

om livsmiljöer. Annars skulle de behöriga myndigheterna indirekt åsidosätta förbuden i artikel 12.1 i direktivet om livsmiljöer.

EU-domstolen är som vanligt inte så mångordig som generaladvokaten, men tar ändå i den efterföljande domen ställning för att ett handlande är avsiktligt redan om utföraren godtar att den medför en viss risk för dödande eller störande av de skyddsvärda arterna. Detsamma gäller givetvis om en myndighet lämnar tillstånd till en sådan verksamhet. Det som gjorde att kommissionen misslyckades i sin stämning i målet var istället att man inte kunde visa att de spanska myndigheterna var medvetna om att tillstånd för rävfällor utgjorde en fara för den skyddade uttern, eftersom dess förekomst inte hade fastställts i området.

Det finns även andra och senare domar från EU-domstolen som visar att avsiktliga åtgärder innefattar verksamheter där syftet inte är att döda/störa arten. Ett exempel är C-340/10 *Den Cypriotiska snoken* (2012), där det framgår att pumpning av stora mängder vatten och bebyggelseexploatering utgjorde avsiktliga störningar på den skyddade arten.²⁷

Det är alltså mot den här bakgrunden som vi bör förstå kommissionens skrivningar i 2007 års vägledning om att avsiktsbegreppet omfattar situationer då en handling utförs av en person som i och för sig inte är ute efter att döda eller störa en art, men som är tillräckligt informerad och medveten om att det blir konsekvensen. Man kan alltså säga att begreppet omfattar situationer där dödandet/störandet blir en oönskad, men accepterad bieffekt.²⁸ Uttalandena i 2007 års vägledning tar visserligen inte sikte på situationen då en myndighet ska bedöma en planerad verksamhet inom ramen för ett tillstånds- eller tillsynsärende. Det råder dock knappast något tvivel om att kommissionen delar generaladvokat Kokotts uppfattning i den delen, vilket framgår av 2011 års vägledning om fågelskydd och vindkraft.²⁹

²⁷ C-340/01 (2012), pp. 56–69.

²⁸ EU-kommissionen 2007, avsnitt II.3.1, p. 33.

²⁹ Wind energy developments and Natura 2000, EU-kommissionen 2011; avsnitt 2.3.2: "As some protected species are potentially vulnerable to wind farms, these provisions may also need to be taken into account by developers and planners when considering developments outside Natura 2000. This could apply for instance if a proposed development is situated along a major migration route as it could cause significant disturbance or damage to protected birds, bats or other species during their migration."

6. Andra länders tillämpning av det strikta artskyddet i fågeldirektivet

Som nämndes ovan, kan det i sammanhanget också vara intressant att titta lite närmare på hur andra medlemsstater behandlar avsiktsrekvisitet vid prövning av olika aktiviteter som kan skada fåglar. Någon grundligare genomgång av rättsordningarna och den rättspraxis som utvecklats under den nationella implementeringen av fågeldirektivet är det givetvis inte fråga om, men väl ett första studium av den tillgängliga litteraturen och en rundfrågning bland rättsvetare och myndigheter i andra länder. Redan på detta stadium framkommer emellertid en bild som bekräftar vår uppfattning om hur man bör tolka fågelskyddsbestämmelserna vid prövning av planerade verksamheter.

Tyskland är ledande i Europa när det gäller utbyggnaden av vindkraften som energikälla. Även här har artskyddet i de båda naturvårdsdirektiven länge varit föremål för debatt. Rättspraxis har utvecklats i samma riktning som i Sverige, även om flera frågor fortfarande är kontroversiella. Den ursprungliga uppfattningen var att handlingar som medförde att arterna dödades/stördes som en oönskad, men medveten bieffekt ("conditional intent") inte omfattades av avsiktsrekvisitet i artikel 12 i art- och habitatdirektivet.³⁰ Under inverkan från EU-domstolens rättspraxis skedde emellertid en omsvängning i Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) 2006.³¹ Idag tillämpar de tyska förvaltningsdomstolarna ett angreppssätt som i mångt och mycket liknar svensk rättspraxis i mötet mellan vindkraft och skyddade arter, oavsett om det är fråga om fladdermöss eller fåglar.³² Inför etableringen måste verksamhetsutövaren kunna visa att det är möjligt att undvika kollisioner genom att vidta försiktighetsåtgärder, exempelvis genom att lokalisera verken på behörigt avstånd från boplatser eller genom avstängning av turbinerna under vissa tider. Om det inte är möjligt att minska risken för skada genom sådana åtgärder, betraktas verksamheten som ett avsiktligt dödande/störande och kan tillåtas endast under de förutsättningar som gäller för dispens enligt

³⁰ Möckel, S: 35 Years of the Birds Directive in the Light of Court Practice of the European Court of Justice and the German Federal Administrative Court. *Journal for European Environmental & Planning Law (JEEPL)* 2014, s. 392–418, avsnitt 4.1.1.

³¹ Här hänvisar Möckel i fotnot 123 (s. 409) till BVerwG, *Natur und Recht (NuR)* 2006, 766, para 563, med övergivande av tidigare praxis.

³² Möckel i fotnot 124 (s. 409) med hänvisning till två rättsfall från BVerwGH, *NuR* 2006, 779, para. 38 och *NuR* 2006, 766, paras. 559–563.

naturvårdsdirektiven. Och precis som i Sverige är skälen sällan tillräckliga starka för att kunna motivera undantag för placeringen av vindkraftverk på en viss plats.³³ Här bör man även notera att den tillämpliga bestämmelsen – 44 § Bundesnaturschutzgesetz – täcker allt slags dödande och störande och här finns sedan 2007 vare sig något avsiktsrekvisit eller undantag för normal markanvändning. Det innebär att även oaktsamma beteenden eller t.o.m. händelser där den enskilde är helt utan skuld omfattas av förbudet. Dock har BVerwGH mildrat kraven på så vis att oundvikliga dödanden ("unavoidable operational killings") av enskilda exemplar genom annars lagliga aktiviteter inte betraktas som brott mot bestämmelsen.³⁴ För att det ska bli fråga om en överträdelse förutsätts en betydande risk för skada på det skyddade intresset, vilket får bedömas utifrån vilken art det är fråga om, populationens storlek, vindkraftverkens placering och liknande faktorer. Det behöver emellertid inte vara fråga om en risk för en skada som påverkar populationen, det räcker med att flera exemplar av arten dödas/störs än vad som är normalt vid liknande förhållanden. I den tyska debatten anses detta synsätt vara förenligt med EU-rätten så länge som man inte accepterar ett medvetet risktagande.³⁵

Danmark är ett annat land som har satsat stort på vindkraft som energikälla. Den danska rättstillämpningen när det gäller artskyddet i dessa sammanhang har stora likheter med den tyska och svenska, förutom att regleringen är betydligt mer splittrad.³⁶ Prövningen av vindkraftetableringar på land görs främst genom planlagstiftningen, dels genom strategiska planer, dels genom detaljplaner. MKB är obligatoriskt för alla vindkraftverk över 80 meters höjd och för alla grupper med fler än tre verk.³⁷

³³ Mejlsvar 2015-05-08 av Dirk Bernotat, Bundesamt für Naturschutz (Leipzig) som bifogade en tabell med tyska rättsfall. Av tabellen – som återfinns på www.jandarpo.se /Övrigt material – framgår att flera rättsfall handlar om rödglada, bivråk, svart stork, ängshök, tofsvipa och storspov. Se vidare Linn Lundmarks uppsats: (O)avsiktliga följder av vindkraft (Uppsala universitet 2015), avsnitt 6. Uppsatsen publiceras under hösten på <http://uu.diva-portal.org/smash/search.jsf?dswid=-9640>.

³⁴ Möckel 2014, s. 410.

³⁵ Här hänvisar Möckel till EU-kommissionens vägledning 2007 s. 48 och rättsfallet C-308/08 Com v. Spain, p. 51. I avsnitt 6 i Lundmark finns en redogörelse för två tyska rättsfall med likande synsätt; BVerwG, 08-01-14, 9 A 4.13 och OVG des Landes Sachsen 2014-06-04, 2 L 113/11.

³⁶ En god översikt ges i Anker, HT & Jørgensen, ML: Mapping of the legal framework for siting of wind turbines – Denmark. IFRO Report No 239. Department of Food and Resource Economics, University of Copenhagen, 2015.

³⁷ Anker & Jørgensen s. 16.

I § 11 habitatbekendtgørelsen (bek nr 408/2007) finns ett skydd för arternas livsmiljöer (yngle- och rasteområden), vilket ska iakttas vid beslut som rör vindkraftsetableringar. Bestämmelsen motsvarar skyddet i artikel 12.1.d i art- och habitatdirektivet. Därutöver finns straffsanktionerade förbud mot avsiktlig skada av arter och fåglar i § 29 a naturbeskyttelsesloven (lov nr 514/2009) respektive § 4 och § 10 artsfredningsbekendtgørelsen (bek nr 330/2013). Förbuden motsvarar artiklarna 12.1.a och b i art- och habitatdirektivet och artikel 5.a i fågeldirektivet.³⁸ Även dessa regler ska tillämpas som materiella delar av prövningen.³⁹ I naturbeskyttelsesloven och artsfredningsbekendtgørelsen saknas visserligen uttryckliga anvisning om detta, men det framgår tydligt av Natur- og Miljøklagenævnets praxis att prövningen omfattar att bedöma om det kan uppstå en skada av betydelse på de skyddsvärda arterna, vilket då betraktas som en avsiktlig (forsætligt) handling.⁴⁰ Artskyddet ställer även krav på särskild utredning om effekterna på fåglar och andra arter vid planeringen.⁴¹ Om tillräckliga hänsyn inte kan tas genom försiktighetsåtgärder kan den föreslagna lokaliseringen inte godtas.⁴²

Avsiktsrekvisitet i fågeldirektivet har även bedömts av finska Högsta Förvaltningsdomstolen (HFD) i ett färskt mål om en torvtäkt.⁴³ Den regionala myndigheten hade gett miljötillstånd till torvproduktion på fyra skiften som låg i närheten av en fiskgjuses häckningsplats. Myndigheten menade att tillstånd kunde meddelas, då boträdet och dess närmaste omgivning inte skulle förstöras. Förvaltningsdomstolen i Vasa avslag emellertid ansökan, då produktionen skulle bedrivas innanför en skyddszon på 500 meter från lokalen. HFD avslag sökandens besvär med hänvisning till ändamålet med bestämmelserna. Man började med att peka på att syftet med fridlysningen av boträd enligt 39 § naturvårdslagen

³⁸ Artikel 5.d i fågeldirektivet är genomförd genom § 7 2 st. jagtloven (735/2013).

³⁹ Se Lundmark 2015, avsnitt 6 med hänvisning till rättsfallen MAD 2013.1426 *Thisted*, MAD 2013.1923 *Knuthenborg*, MAD 2014.349, MAD 2014.366 *Randers*, MAD 2014.458 *Kalundborg*.

⁴⁰ MAD 2013.1923 *Knuthenborg* (s. 10 f.), MAD 2014.366 *Randers* (s. 10 f.) och MAD 2014.458 *Kalundborg* (s. 8). Överprövningen av kommunala planer och tillstånd för vindkraftverk i Danmark sker i administrativa nämnder som slutinstans (Natur og Miljøklagenævnet eller Energiklagenævnet). Därefter är det enbart möjligt med laglighetsprövning i allmän domstol.

⁴¹ Här är MAD 2014.204 *Sønderbog* belysande.

⁴² Anker & Jørgensen s. 19 och 22.

⁴³ 9.1.2015/31 HFD:29015:3.

(20.12.1996/1096) är att skydda fågelarten, inte trädet i sig. Skyddet är motiverat av att stora rovfåglar under häckningstiden är särskilt känsliga för störningarna i det område där deras invanda bon finns. Därför menade domstolen att naturvårdslagens bestämmelser bör tillämpas så att faktorer som stör häckningsfriden kan avväjas. Ska syftet med fridlysningen uppnås måste därför förbudet mot "avsiktligt störande" anses omfatta produktionsverksamheter. Detta gäller särskilt om man beaktar fiskgjusens livscykel och det faktum att den återvänder från år till år för att häcka i samma träd, samtidigt som möjligheterna att bedriva torvproduktion på annan tid än under fågelns reproduktionstid är begränsade.⁴⁴

Slutligen bör det sägas några ord om vindparken i Smøla i Norge, särskilt som det i målet om *Boge* påstås att DTBird som försiktighetsåtgärd har använts där med framgång. Här bör det inledningsvis poängteras att Norge inte är bundet av EUs naturvårdsdirektiv genom att EES-avtalet inte omfattar dessa. Däremot är landet anslutet till den överordnade Bernkonventionen, vars artskyddsbestämmelser är likalydande. De materiella reglerna skiljer sig alltså inte åt, däremot genomförandet. När det gäller Norges tillämpning av artskyddet finns vare sig någon EU-kommission eller EU-domstol som kan ha synpunkter. Bernkonventionen har bara en genomförandekommitté (Standing Committee) som främst är ett diplomatiskt verktyg för diskussioner med de undertecknande parterna.⁴⁵ I det norska fallet ansåg kommittén ändå att det skulle utfärdas en rekommendation. Bakgrunden är att på ön Smøla utanför Trondheim finns en vindpark med 68 turbiner, lokaliserad i öppen terräng i en trakt som är ett av havsörnens viktigaste föryngringsområden. Parken var redan från början kontroversiell och etableringen ledde till att Norsk Ornitologisk Forening (NOF) anmälde den norska staten till Bernkonventionens Standing Committee. År 2009 kom kommittén med ett uttalande, där man i tio punkter anmärkte på lokaliseringen.⁴⁶ Inledningsvis åberopade man de tidigare rekommendationer om lokaliseringen av vindparken i

⁴⁴ Det finns ytterligare ett rättsfall som bekräftar detta synsätt som rörde torvproduktion i närheten av kungsörnens livsmiljö, se HFD 2015:124.

⁴⁵ Se Epstein, Y: *The Habitats Directive and Bern Convention: Synergy and dysfunction in public international and EU law*. I Georgetown International Environmental Law Review, 26(2) (2014).

⁴⁶ Recommendation No. 144 (2009) of the Standing Committee, adopted on 26 November 2009, on the wind park in Smøla (Norway) and other wind farm developments in Norway <https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1560617&Site>.

områden där konflikter med artskydd och naturvård kan uppkomma.⁴⁷ Sedan pekade kommittén på att Norge *har ett särskilt ansvar för att skydda havsörnen i området* utanför Trondheim, då arten här har sitt tätaste bestånd i världen. Mot denna bakgrund uttalade man kritik mot att MKBn i ärendet var "based upon incomplete or partial information" kring effekten på havsörnspopulationen. Därefter rekommenderade kommittén Norge att vidta ett antal skyddsåtgärder, som att stänga av verken under känsliga perioder, att vid ytterligare utbyggnad överväga alternativa platser, att överväga att inte förlänga tillstånden för de befintliga verken när dessa går ut 2026 samt att kompensera för förlusten av biologisk mångfald. Kommittén beslutade också att fortsätta att bevaka Smøla-fallet med utvärderingar vartannat år. Vid sitt 34:e möte i december 2014 uttalade man uppskattning för den omfattande forskning och utvärdering som Norge genomfört i området för att mäta effekten på havsörnsbeståndet i området, men noterade samtidigt att miljöorganisationerna inte hade haft tillräckliga resurser för att genomföra egna undersökningar. Kommittén beslutade därför att genomföra ytterligare en uppföljning 2016, bland annat för att utvärdera försöken att genomföra skyddsåtgärder för att undvika fågelkollisioner. Miljöorganisationerna å sin sida är fortsatt mycket kritiska och menar att Norge inte har tagit tillräckligt intryck av kritiken. Siffrorna från Smøla är också avskräckande. Enligt den officiella NINA-rapporten skadades eller dödades 39 havsörnar och 150 fågelindivider av andra fågelarter i området mellan 2005 och 2010.⁴⁸ Enligt NOF är antalet troligen närmare 70 havsörnar mellan 2006 och 2013 genom att alla dödade fåglar inte återfinns.⁴⁹ En faktor som flera miljöorganisationer särskilt har pekat på är att dödstalen är höga på vårarna genom att det är främst ungfåglar som drabbas. Enligt dessa uppgifter har föryngringen helt slagits ut vissa år.⁵⁰

⁴⁷ Här nämndes Recommendation No. 109 on minimizing adverse effects of wind power generation on wildlife, Recommendation 117 (2005) och Recommendation No. 130 (2007) om vindkraftsutbyggnaden i Via Pontica Route (Bulgarien).

⁴⁸ Informationen är från Lundmark 2015 (avsnitt 2.2.1) med hänvisning till NINA Report 620: *Pre- and post- construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway* (Birdwind), Report on findings 2007-2010. Trondheim 2010.

⁴⁹ <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=1243>.

⁵⁰ <http://news.bbc.co.uk/2/hi/europe/5108666.stm> Miljöorganisationernas uppfattning vinner stöd i en akademisk avhandling från Institutionen i biologi vid Norges Teknisk-naturvitenskapelige universitet, Population demographics in white tailed eagle at an on-shore wind farm area in coastal Norway (2014) (<http://brage.bibsys.no/xmlui/handle/>

7. Hur passar de senaste MÖD-avgörandena in i detta mönster?

I den rättspraxis som föregick *MÖD 2014:47 Bottorp* och *MÖD 2014:48 Boge* poängterade domstolen alltså att artskyddet ska ses som en precisering av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB. En del i prövningen blir då att med tillämpning av fridlysningsbestämmelser i 4 § AF bedöma hur de skyddade arterna påverkas av den planerade verksamheten, vilket förutsätter en fullgod utredning. Det är verksamhetsutövaren som ska ha den kunskap som krävs och kunna visa att hänsynsreglerna är uppfyllda. Miljömyndighetens uppgift blir därefter att ta ställning till om fridlysta arter påverkas på det förbjudna sätt som anges i AF och i så fall om det går att föreskriva försiktighetsåtgärder så att risken undviks. Som framgår av rättspraxis gäller det här synsättet för samtliga förbudspunkter under 4 § 1 st. AF, alltså även de som förutsätter ”avsikt”. Om det inte är möjligt är föreskriva tillräckliga försiktighetsmått är verksamheten inte förenlig med artskyddsbestämmelserna och måste ansöka om dispens enligt 14 § AF. Förutsättningen för att den ska kunna bedrivas är då att någon av dispensgrunderna är tillämplig, vilket sällan är fallet när det gäller enskilda vindkraftsetableringar. Här bör det också poängteras att det faktum att artskyddet ses som en precisering av de allmänna hänsynsreglerna inte betyder att 2:7 MB kan tillämpas i dessa situationer. Bestämmelsen i 4 § AF grundas på EU-rätt som har en egen förståelse och här gäller inga svenska avvägningar. Möjligen skulle 2:7 MB kunna ha betydelse för de delar av bestämmelserna som inte grundas direkt på naturvårdsdirektiven – till exempel skyddet av fortplantningsområden för fåglar i 4 § 1 st. 4 p. AF – men det skulle medföra tillämpningssvårigheter. För det första innehåller reglerna egna trösklar och förutsättningar för vilka arter som omfattas, effekter på bevarandestatus och populationsnivå som gör att det är främst de riktigt skyddsvärda fåglarna och deras livsmiljöer som skyddas. För det andra skulle det uppstå en besvärlig diskrepans mellan arter som skyddas enligt art- och habitatdirektivet – till exempel fladdermöss – och fåglar, vilket kan vara svårt att hantera i ett och samma ärende. Alldeles oavsett hur man ser på den saken, har utvecklingen av rättspraxis medfört att fridlysningsbestämmelserna ses som materiella regler som ska tillämpas

11250/245556). Enligt författaren – Espen Lie Dahl – har vindparken i Smøla påverkat såväl tillväxttakten hos havsörnspopulationen som medellivslängden hos de vuxna örnarna i området.

vid prövningen av en planerad eller pågående verksamhet, oavsett om det är fråga om ett tillståndsärende eller tillsynsärende. Det ovan redovisade synsättet har också stöd i hur artskyddsbestämmelserna tillämpas i andra medlemsstater.

MÖD 2014:47 Bottorp och *MÖD 2015:3 Örndalen* passar väl in i den här bilden. Det bör observeras att det som skiljde mellan underrättens och överrättens bedömningar i det förra målet inte gällde avsiktsrekvisitet, utan skadebedömningen. Här saknades också påståendet att verksamheter som syftar till annat än att döda/störa arter inte kan vara avsiktliga handlingar i fågeldirektivets mening. RM Wind AB hävdade istället att avsiktsrekvisitet inte var uppfyllt därför att risken för skada inte var beaktansvärd, vilket blir något av en skvader i sammanhanget. Mark- och miljödomstolen menade däremot att lokaliseringen skulle bryta mot både 4 § 1 st. 1 p. och 4 p. AF genom den förhöjda risken för kollisioner och skadan på fortplantningsområdet. MÖD:s slutsats var istället att risken för fågelkollisioner i området kunde bedömas som relativt begränsad. Att domstolen ändå uttalade sig om sökandens subjektiva avsikter hade nog att göra med att man ville förhålla sig till EU-rätten och målet dömdes av samtidigt som *Boge*. Samtidigt refererade MÖD till sin tidigare rättspraxis – ”särskilt” *MÖD 2013:13 Holmsjöåsen* – och upprepade uttalandet om artskyddet som precisering av de allmänna hänsynsreglerna. Domstolens slutsats var också att om det inte går att föreskriva tillräckliga försiktighetsmått är verksamheten förbjuden om förutsättningar för dispens saknas. Det går knappast att dra någon annan slutsats av detta än att verksamheten i det senare fallet strider mot artskyddsbestämmelserna i sin helhet, det vill säga även i delarna där det krävs ”avsikt”. MÖD tar alltså också här tydlig ställning för att det som Naturvårdsverket hela tiden har hävdat, det vill säga att det är en avsiktlig handling att bedriva en verksamhet trots kunskap om att den kan påverka skyddsvärda arter på ett otillåtet sätt. Mot denna bakgrund är det alltså felaktigt att hävda att vindkraft inte kan innebära ett avsiktligt dödande eller störande enligt AF eller att prövningen enligt 2 kap. MB enbart ska omfatta frågan om verksamheten kan skada eller förstöra arternas fortplantningsområden och viloplatsar. Det finns inte stöd för det synsättet i någon av de två artskyddsdomarna från 2014. Efter klargörandet i *MÖD 2015:3 Örndalen* om att en verksamhet som syftar till något annat än att döda arter lika fullt kan innebära ett avsiktligt störande enligt 4 § 1 st. 2 p. AF har rättsläget blivit än tydligare på den punkten.

Vi menar alltså att *MÖD 2014:47 Bottorp* ligger i linje med tidigare praxis, vilket också är den slutsats som Naturvårdsverket drog i sin kommentar efter 2014 års artskyddsmål. Vi har däremot större svårigheter att förstå *MÖD 2014:48 Boge*. Här är ju situationen helt annorlunda. Dels har vi en sökande som menar att AF över huvud taget inte är tillämplig, då 4 § 1 st. 1 och 2 pp. AF och artikel 5 i fågeldirektivet inte är tänkta att träffa åtgärder eller verksamheter där dödande, fångande eller störande är en icke-avsedd (oavsiktlig) bieffekt. Dels är det här fråga om en dispensprövning enligt 14 § AF. Den slutsats som MÖD drar i Boge kan först tyckas okontroversiell och i linje med *Holmsjöåsen*, till vilken man också hänvisar till samtidigt som man uttalar den vedertagna preciseringsformeln. Ett inledande problem är emellertid att MÖD också uttalar sig om sökandens *subjektiva avsikter* på ett sätt som ligger utanför parternas diskussion. Länsstyrelsen och mark- och miljödomstolen menade att den som bedriver en verksamhet med kännedom om att den kan påverka skyddsvärda arter på ett otillåtet sätt begår en avsiktlig handling i den betydelse som avses i artikel 5 i fågeldirektivet och 4 § 1 st. 1 och 2 pp. AF, vilket sökanden som sagt bestred. Varför då MÖD uttalar sig om bolagets avsikter på ett sätt som för tankarna till brottmål eller skadestånd blir lite förvirrande.

Ett annat och mera principiellt problem ligger i att ansökan om dispens bland annat gällde en åtgärd som avser just att störa örnarna – DT Bird – och som därför kan vara direkt dispenspliktig enligt 4 § 1 st. 2 p. AF. Det är i alla fall den bedömning som både Länsstyrelsen på Gotland och Mark- och miljödomstolen i Nacka gjorde i dispensärendet. Det är mot den bakgrunden svårt att förstå varför MÖD inte tar ställning till frågan. Nu blir istället intrycket att domstolen menar att man i en prövning enligt 2 kap. MB också kan föreskriva åtgärder som är dispenspliktiga, utan att undantagen i 14 § AF föreligger. En sådan ordning strider mot ordalydelsen i 4 § och det ligger inte i MÖD:s makt att göra ett sådant undantag. Dessutom bryter en sådan tolkning mot artikel 5 i fågeldirektivet. Motiveringen till avskrivningen är heller inte klagörande, särskilt som domstolen tillägger att det inte ändamålsenligt eller rimligt att behandla frågan om dispens vare sig innan bygget av vindparken har påbörjats eller i ett senare skede. Det förstärker intrycket av att MÖD menade att allt ska prövas inom ramen för tillståndsprövningen, även åtgärder som i sig är dispenspliktiga. Det kan ha varit därför som Mark- och miljödomstolen i Nacka återförvisade tillståndsärendet till MPD/Stockholm, trots att den myndigheten hade tillämpat preciseringsformeln från

MÖD:s rättspraxis. Dessutom hade MPD prövat ansökan ur andra aspekter, åtminstone översiktligt. Med den motivering som miljödomstolen använde för återförvisning framstod det som att prövningen kunde sluta med ett tillstånd till att bygga de 185 meter höga vindkraftverken inom buffertzonen för de skyddsvärda fåglarna och samtidigt utvärdera DT Bird under en provotid på ett år. Det är emellertid kanske att hårdra domskälen då ett sådant synsätt vare sig vore förenligt med försiktighetsprincipen, fågeldirektivet eller med MÖD:s inställning till utredningsvillkor i *Sollerön*. MPD/Stockholm gick ju heller inte på den linjen, utan avslog ansökan med hänvisning till att det inte var möjligt att föreskriva skyddsåtgärder som var tillräckliga för att upprätthålla fågelskyddet.

Det finns slutligen också en aspekt av *MÖD 2015:3 Örndalen* som är problematisk ur ett EU-rättsligt perspektiv. Där uttalade ju MÖD att eftersom man vidgar förståelsen av vilka handlingar som är förbjudna i artikel 5 i fågeldirektivet, är det också rimligt att tillämpa dispensgrunden om tungt vägande allmänintressen. Den dispensmöjligheten är ju hämtad från art- och habitatdirektivet, men saknas i fågeldirektivet. Oavsett om man delar uppfattningen om att fågelskyddet har fått en utökad förståelse under de 35 år som direktivet funnits, kan vi konstatera – visserligen med hjälp av våra språkbegåvade vänner – att EU-domstolen verkar ha stängt möjligheten att använda sig av dispensgrunden om tvingande allt överskuggande allmänintressen i dessa situationer genom avgörandet C-192/11 *Kommissionen mot Polen* (2012).⁵¹

⁵¹ Domen finns endast på franska och polska, men i den avgörande passagen konstaterar domstolen att de undantag som finns i den polska lagen – däribland den om tungt vägande tungt vägande skäl av social eller ekonomisk karaktär – inte är bland dem som anges uttömmande i artikel 9.1 i fågeldirektivet (p. 39). Därefter poängterar domstolen att kravet på att undantagsreglerna är ordagrant återspeglade i den nationella lagstiftningen är särskilt viktigt när det gäller sådan lagstiftning där förvaltningen av det gemensamma arvet är överlämnat till medlemsstaterna inom deras territorier. Det räcker heller inte med en ordning där det överlämnas till administrationen att se till att tillämpningen av oklara regler håller sig innanför ramarna för direktivkraven, då detta inte kan ge tillräcklig klarhet och precision för att möta de krav som ställs enligt rättssäkerhetsprincipen (här hänvisade CJEU till C-507/04 p. 137 och däri angiven rättspraxis). En sådan ordning skulle även riskera att vilseleda de administrativa myndigheterna om hur direktivkraven ska genomföras (pp. 56–58).

8. Allmänt om skillnaden mellan artskyddsförordningen och fågeldirektivet

I debatten om artskyddet lägger kritikerna stor vikt vid de skillnader som finns mellan artskyddsbestämmelserna i fågeldirektivet och hur de genomförts i den svenska artskyddsförordningen. Problemet sägs vara att vi har "överimplementerat" fågeldirektivet, vilket skulle ha påverkat utbyggnaden av vindkraften negativt. Grunden för kritiken är att fridlysningsbestämmelsen i 4 § AF är en sammanskrivning av artskyddet i fågeldirektivet respektive art- och habitatdirektivet. Det är nu inte så konstigt, då bestämmelserna i de två direktiven är mycket lika och båda genomför artskyddsbestämmelserna i Bernkonventionen. Det gemensamma syftet är att bevara den biologiska mångfalden inom EU, båda direktiven innehåller bestämmelser om artskydd och områdesskydd, och de använder sig av gemensamma begrepp. Det är också därför som rättspraxis under det ena direktivet ofta är tillämpligt på det andra. EU-domstolen har i flera avgöranden om art- och habitatdirektivet använt sig av tidigare domar om fågeldirektivets bestämmelser för att visa på praxis.⁵²

Två exempel kan ges på hur direktiven lånar drag av varandra. Det första rör just "avsiktligt dödande" i artikel 5 fågeldirektivet respektive artikel 12 i art- och habitatdirektivet. EU-kommissionen utgår i sin vägledning från att uttrycket bör tolkas på samma sätt under de två regelverket, ett synsätt som MÖD ansluter sig till i *Örindalen*. Vi menar också att det är en rimlig utgångspunkt, vilket framgår av slutsatserna nedan. Ett annat exempel gäller att förbudet mot "avsiktlig störning" i fågeldirektivet täcker enbart sådana störningar som har betydelse för att uppnå direktivets syfte. EU-kommissionen ger i sitt vägledningsdokument från 2007 en liknande tolkning av begreppet störning i art- och habitatdirektivet där denna specifikation saknas.⁵³ Här sägs att störningen är otillåten endast om den negativt påverkar artens population och dess bevarandestatus. Vi menar också att det är i enlighet med artskyddets syfte att kopplingen till den sammanlagda påverkan på en arts bevarandestatus finns med i samtliga situationer då det uppstår en konflikt mellan en verksamhet eller en åtgärd och förbudet att störa en skyddad art.

Den största skillnaden mellan fågeldirektivet och artskyddsförordningen rör förbudet mot att skada och försämra arternas livsmiljö, som

⁵² Se EU-kommissionen 2007, stycke 6 under I.1.2. Ett sådant exempel är C-6/04.

⁵³ EU-kommissionen 2007, stycke 30 under rubrik II.3.

i AF gäller såväl fåglarna som de listade djurarterna, men som inte finns i fågeldirektivet. Förbudet i 4 § 1 st. 4 p. AF – som inte kräver avsiktlighet – aktualiseras emellertid inte särskilt ofta när det gäller vindkraftsetableringar, åtminstone inte som självständig grund för förbud. Dessutom finns ett skydd för fågelbon i fågeldirektivet. Det är rimligt att utgå från att även biotopen runt omkring boet bör beaktas i detta sammanhang eftersom ett fågelbo inte kan vara placerat i tomma intet. Ett visst skydd av omgivningen behövs alltså för att boet ska kunna fylla sin funktion. Som visades i avsnitt 6, är det ett synsätt som delas av finska HFD.

Slutligen vänder vi oss mot kritiken om ”överimplementering” av direktiven som vi menar alltför starkt fokuserar på den omoderna utgångspunkten att slippa ifrån artskyddskraven istället för att miljöanpassa verksamheten. Till att börja med är båda direktiven så kallade minimidirektiv, vilket innebär att medlemsstaterna kan gå längre i kraven. Dessutom utgår kritiken från att ett effektivt genomförande av EU-rätten är detsamma som att kopiera direktivkraven i svenska bestämmelser. Vi menar att tillämpningsproblemen med artskyddet är ett tydligt exempel på att det sällan är en bra lösning. Till skillnad från Natura 2000 – där det finns en stoppregel för andra markanvändningsbeslut i 4:8 MB, ett utredningskrav i 6:7 4 st. MB, en tillståndsplikt i 7:28a MB och en materiell prövningsregel i 7:28b MB – finns här bara en materiell förbudsregel i 4 § AF och inte några genomföranderegler. Även om också genomförandet av Natura 2000 var förenat med barnsjukdomar när det kom 2001, har det här genom rättspraxis utvecklats en tredelad regim för utredningsskyldighet, tillståndsplikt och prövning. I motsats erbjuder artskyddsreglerna bara ett straffsanktionerat förbud mot vissa åtgärder som förutsätter en effekt i naturen som ingen ”känner till” därför att man inget vet om påverkan på arterna. I praktiken har det medfört att det finns stora problem i tillämpningen av artskyddet för verksamheter som inte är föremål för vare sig utredningskrav eller förprövning, exempelvis inom skogsbruket. Vi menar att detta inte är förenlig med direktivkraven och det är här som huvudproblemet finns, det vill säga att det svenska miljöbalkssystemet brister i genomförandet. Det kan nu givetvis inte tas till intäkt för att vi ska ha ”onödiga” regler eller administrativa bördor för verksamhetsutövarna, men ett fungerande system för genomförande av artskyddet kräver mer än att bara klippa och klistra. De regler som finns ska dels vara genomförbara, dels kunna motiveras av hänsyn till den biologiska mångfalden. Det senare kan mycket väl betyda att vi måste gå längre än vad EU-rätten kräver. Just utvidgningen av skyddet till att om-

fatta även fåglarnas livsmiljö i 4 § 1 st. 4 p. AF är ett exempel på en sådan ”funktionell implementering” som har goda skäl för sig.

9. Sammanfattande slutsatser

I fågeldirektivets inledning konstateras att ett stort antal naturligt förekommande fågelarter i unionen minskar och därmed riskerar att försvinna. Därför krävs ett effektivt skydd, vilket är ett gemensamt ansvar för alla medlemsstater. Förutom att hindra fångst och dödande av fågelarterna ska deras livsmiljöer skyddas. I inledningen görs inte någon begränsning av vad slags handlingar som utgör ett hot mot fågelarternas överlevnad, bara att åtgärder måste vidtas mot olika mänskliga aktiviteter som kan medföra negativ påverkan. Omfattningen av sådana åtgärder bör inom ramen för bevarandepolitiken anpassas till de särskilda förhållanden som gäller för de olika arterna. Enligt vår uppfattning innebär det – å ena sidan – att alla åtgärder som kan ha negativ påverkan på fågelarternas bevarandestatus ska omfattas av de nationella regelverken. Å den andra talar det också för att det är effekten på arternas bevarandestatus som bör bedömas.

Den här utgångspunkten påverkar hur man ser på förbuden mot avsiktligt dödande och störande i artikel 5.a och d i fågeldirektivet. Uppenbarligen omfattar förbuden direkta handlingar som jakt, även om det bara är fråga om enstaka exemplar av relativt vanliga fågelarter.⁵⁴ Men att dra slutsatsen att förbuden *enbart* täcker sådana direkta handlingar skulle leda till att målsättningen med direktivet motverkades. För att använda generaladvokat Kokotts ord, ett skyddssystem kan inte betraktas som strikt om det förbjuder dödande, fångst eller störning av arter av gemenskapsintresse som sker genom ett fåtal handlingar som riktas direkt mot dessa arter, men tillåter att skador som medvetet tas med i beräkningen vid utförandet av ett flertal andra handlingar. Hon menar därför att de enskilda aktörernas avsikter blir irrelevanta när det är fråga om att en myndighet ska godkänna en viss verksamhet och ta hänsyn till fågelskyddet. Avgörande blir istället att myndigheten kan försäkra sig om att skada i form av dödande eller störande inte uppkommer som ett resultat av beslutet. Annars skulle det strikta skyddssystemet indirekt kunna sättas åt sidan. Vi menar att det är en rimlig slutsats och att det här synsättet

⁵⁴ I bilaga II till direktivet anges vilka arter som får jagas i enlighet med nationell lagstiftning.

bör tillämpas i varje situation som en myndighet ska bedöma en planerad verksamhet.

Att förståelsen av bestämmelserna bör anpassas till tillämpningssituationen bör emellertid också få betydelse för vad slags påverkan som ska undvikas. Oavsett om man anser att fågeldirektivets bestämmelser har utvidgats i förhållande till vad som ursprungligen avsågs när det kom 1979, bör den moderna utgångspunkten vara att det är effekten på populationen och populationsstatusen som är av betydelse. Det är alltså den samlade effekten på arternas bevarandestatus som ska bedömas, vilket EU-kommissionens vägledning också är inne på.⁵⁵ Att skyddet alltid skulle omfatta enstaka fågelindivider när det gäller verksamheter som vindkraft vore orimligt och inte i linje med vare sig fågeldirektivets eller miljöbalkens syfte. Man får dock inte glömma att för vissa hotade eller känsliga arter kan även dödandet av enstaka individer ha en negativ effekt på populationens bevarandestatus, särskilt om det görs en samlad bedömning av vad effekten skulle bli om det tilläts på flera platser. Den konkreta bedömningen av vilken risk för kollisioner eller störande som är otillåtet är något som måste färförtydligas i praxis. Den rättspraxis som hittills har utvecklats av miljödomstolarna vid prövningen av vindkraftverk innebär att det ska göras en bedömning av om fågelarterna påverkas på ett sådant sätt som är otillåtet i 4 § AF. Om det finns en risk för sådan påverkan prövar domstolen om det är möjligt att villkora om försiktighetsmått för att undvika dödande/störande. Faktorer som områdets generella betydelse som fågellokal är av betydelse, men också risken för sådana arter som är särskilt känsliga för vindkraft. Även det faktum att arterna är sådana som Naturvårdsverket ansett ska prioriteras i arbetet med genomförandet av fågeldirektivet är av betydelse.⁵⁶ Att enbart hålla sig inom rekommenderade buffertzoner är inte tillräckligt, utan det är frågan om en konkret riskbedömning kring områdets betydelse som fågellokal, närheten till bon eller födosöksområden, flygvägar, m.m. Om det trots möjliga försiktighetsmått och skyddsåtgärder fortfarande finns en förhöjd risk för kollisioner med känsliga fåglar är lokaliseringen inte godtagbar. I dessa situationer krävs alltså dispens enligt 14 § AF. Sammanfattningsvis innebär alltså den svenska praxisen kring avsiktligt dödande/störande att det krävs en kvalifikation i form av en förhöjd risk för kollision med en art som är känslig för påverkan för att lokaliseringen inte kan godtas. Det

⁵⁵ EU-kommissionen 2007, II stycke 30.

⁵⁶ Naturvårdsverket handbok för artskyddsförordningen, del 1, 2009:3, s. 20 (kap. 2.1).

är också så – såvitt vi känner till – som bestämmelserna tolkas i de flesta medlemsstaterna. Vår uppfattning är att denna praxis är i linje med fågeldirektivets syfte.

Avslutningsvis bör det observeras att artskyddet knappast hindrar en hållbar utbyggnad av vindkraften i Sverige.⁵⁷ Begreppet ”hållbar” bör istället förstås som att vindkraften inte bidrar till att försämra bevarandestatusen för fåglar. En rimlig utgångspunkt är därför att verksamhetsutövaren kan visa att lokalisering och försiktighetsmått är tillräckliga för att fåglar och andra skyddade arters bevarandestatus inte försämrats. I det sammanhanget bör den samlade (kumulativa) påverkan på en population bedömas. Det är alltså inte vindkraftsverken i sig som utlöser det strikta artskyddet, utan en viss effekt av dem, nämligen det som är förbjudet enligt 4 § 1 st. 1–4 p. AF.

⁵⁷ Se Energimyndighetens korttidsprognos för 2015–2017, ER 2015:19; <http://www.energimyndigheten.se/Sitesseeker/?quicksearchquery=prognos+vindkraft+2015>.

Gabriel Michanek

Artskyddet, politiken och juridiken*

1. Inledning

Den sannolikt största miljöpolitiska utmaningen idag, vid sidan av att motverka klimatuppvärmningen och lindra dess effekter, är att hejda utarmningen av biologisk mångfald. Allt fler arter dör ut eller hotas. Orsakerna är flera, men den främsta är att arternas livsmiljöer, såsom gammal skog, våtmarker, ängar och korallrev minskar. Denna negativa utveckling har pågått i många decennier, trots flera internationella konventioner som syftar till att skydda arter och livsmiljöer. Bidraget till denna bok känns angeläget med hänsyn till Bertil Bengtssons gedigna kunskaper i och starka engagemang för de rättsliga naturskyddsfrågorna, men även utifrån hans stora intresse för faunan och floran som friluftsmänniska och botanist.

Syftet med uppsatsen är att undersöka delar av den svenska regleringen för bevarande av biologisk mångfald.¹ Framställningen begränsas till reglerna om fridlysning av arter (som här hänförs till det ”direkta artskyddet”) och skydd för arters livsmiljöer. Det betyder att flera regler inom miljörätten utelämnas, trots att de i praktiken har stor betydelse för den biologiska mångfalden. Hit hör reglerna om individuell prövning och kontroll av enskilda verksamheter som riskerar förorening eller liknande störning (”miljöfarlig verksamhet”) eller som orsakar fysiska ingrepp i

* *Bertil Bengtsson 90 år* (red. Blomstrand S., Mattsson D. och Skarhed A.), Jure (2016), s. 383–397.

¹ Uppsatsen ingår i forskningsprojektet Landscape Planning for Forest Biodiversity and Diverse Forestry, påbörjat 2016 och finansierat av Naturvårdsverket.

vattenområden ("vattenverksamhet"). Inte heller behandlas regleringen av det svårhanterliga problemet med invasiva arter.

Uppsatsen inleds med en inblick i de politiska målen för biologisk mångfald och hur hoten mot denna uppfattats internationellt, inom EU och i Sverige. Därefter analyseras det direkta artskyddet och skyddet för livsmiljöer i den svenska lagstiftningen.² I avslutningen finns några funderingar om framtiden.

2. Politiska mål om biologisk mångfald och genomförandet

Konventionen om biologisk mångfald antogs 1992.³ Denna övergripande och globala överenskommelse innehåller inte några långtgående rättsliga skyldigheter för parterna att motverka skövlingen av urskogar eller annan degradering av biologisk mångfald,⁴ utan fungerar nog snarare som en plattform för rekommendationer från konventionens parter. I dessa beslut avspeglas, åtminstone på ett officiellt plan, en vilja att hejda den skadliga utvecklingen. Parterna antog 2002 en strategisk plan med målet att senast år 2010 uppnå en "betydande minskning av den nuvarande förlusten av biologisk mångfald på global, regional och nationell nivå".⁵ Parterna konstaterade 2010, i ett möte i Nagoya, att strategin tyvärr hade misslyckats och att mångfalden av gener, arter och ekosystem fortsätter att minska. Orsaken till minskningen är att "pressen på biologisk mångfald är fortsatt konstant eller ökar i intensitet, i huvudsak till följd av mänsklig aktivitet".⁶ En ny, än mer ambitiös strategisk plan antogs vid mötet för att med "effektiva och snabba åtgärder *stoppa* för-

² I en nyutkommen bok ges en aktuell sammanställning och analys av regler och rättspraxis om artskyddet inom EU och i Sverige. Se Marklund Andersson Å och Schultz M; *Artskydd – Grunder och tillämpning*, Norstedts Juridik, Stockholm 2016.

³ SÖ 1993:77.

⁴ Se t.ex. de citerade orden i artikel 8: Parterna ska "så vitt möjligt och om så är lämpligt" inrätta ett system med skyddade områden och områden där särskilda bevarandeåtgärder behövs.

⁵ COP 6 Decision VI/26, 11.

⁶ COP 10 Decision X/2, Annex, 7; "The 2010 biodiversity target has not been achieved, at least not at the global level. The diversity of genes, species and ecosystems continues to decline, as the pressures on biodiversity remain constant or increase in intensity mainly, as a result of human actions."

lusten av biologisk mångfald i syfte att år 2020 ha resilienta ekosystem” (kursiverat här),⁷ men konventionen ändrades inte.

EU-kommissionen antog 2011 en egen strategi för att genomföra Nagoyaplanen,⁸ och beskrev då situationen så här:

”I Europa befinner sig den biologiska mångfalden i kris. Aldrig har så många arter varit utrotningshotade. Många ekosystem är så decimerade att de inte längre kan tillhandahålla alla de funktioner som vi är beroende av – frisk luft, rent vatten, pollinering av grödor och skydd mot översvämningar. Denna försämring innebär enorma sociala och ekonomiska förluster för EU. Insektspollineringen minskar till exempel kraftigt i Europa. Dess ekonomiska värde i EU uppskattas till 15 miljarder euro per år.”⁹

Hur är det då i Sverige, ”föregångslandet” på miljöområdet som genom sina miljömål ”visar vägen” för omvärlden?¹⁰ Ambitionen är hög, såväl i lagstiftningen – ”Miljöbalken skall tillämpas så att ... den biologiska mångfalden bevaras”¹¹ – som i flera av riksdagens politiska miljömål, såsom ”Ett rikt växt- och djurliv”:

”Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.”¹²

Naturvårdsverkets utvärdering 2015 visar dock att vi inte är i närheten av att nå målen för biologisk mångfald.¹³ När det gäller målet ”Ett rikt växt- och djurliv” var bedömningen: ”Miljökvalitetsmålet är inte uppnått och kommer inte kunna nås till år 2020 ... med befintliga och beslutade

⁷ COP 10 Decision X/2, Annex, 12. Planen innehåller de 20 så kallade ”Aichimålen”.

⁸ http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet_SV.pdf.

⁹ http://europa.eu/rapid/press-release_IP-11-526_sv.htm.

¹⁰ Regeringens skrivelse 2013/14:145 (”Svenska miljömål visar vägen!”), s. 7: ”Sverige ska fortsätta vara ett föregångsland för god miljö och hållbar utveckling.”

¹¹ 1:1 miljöbalken (1998:808, MB).

¹² <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/16-Ett-rikt-vaxt--och-djurliv/>.

¹³ <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Uppfoljning-utvardering/>. Omdömena är lika negativa vid utvärderingen av de relaterade miljömålen ”Myllrande våtmarker” och ”Ett rikt odlingslandskap”.

styrmedel och åtgärder”. Det konstateras även att ”Utvecklingen i miljön är negativ”, det går alltså åt fel håll.

Den svenska skogen är viktig som livsmiljö för många arter. Skogsvårdslagen (1979:429) har två likställda mål: att uppnå en uthålligt god avkastning och att behålla den biologiska mångfalden.¹⁴ Även i riksdagens miljömål ”Levande skogar” är bevarandet av biologisk mångfald centralt. I utvärderingen 2015 konstateras dock att inte heller detta miljömål kommer att nås 2020 och att det inte går att se en tydlig riktning för utvecklingen. Skälen är bl.a. att livsmiljöer förloras i för stor omfattning, att det råder ”brist på arealer gammal skog med bibehållen skogskontinuitet” (trots att arealen gammal skog faktiskt ökar) och att det ”avverkas skogar med höga naturvärden, exempelvis nyckelbiotoper och andra värdekärnor. Fler ekologiskt värdefulla skogar behöver långsiktig skydd och takten i områdesskyddsarbetet behöver öka.”¹⁵

Sammanfattningsvis finns ambitiösa politiska mål för bevarandet av biologisk mångfald internationellt, inom EU och i Sverige, samtidigt som utvecklingen i naturen går åt fel håll. Den centrala frågan i de följande två avsnitten är hur effektiv den svenska lagstiftningen är när det gäller skyddet för arter och deras livsmiljöer. Kan den på ett avgörande sätt bidra till att de politiska målen nås?

3. Det direkta artskyddet

Till det direkta artskyddet hör restriktioner för jakt och fiske, som regleras i särskild lagstiftning. Därutöver finns mer övergripande fridlysningsregler i MB, som kompletterar jakt- och fiskelagstiftningen.¹⁶ Här behandlas först fridlysningen.

3.1 Fridlysningen bör vara ett skyddsnät

Det mest effektiva sättet att skydda arter och deras livsmiljöer är att skräddarsy restriktioner mot skadliga åtgärder inom det område där arten förekommer, såsom i naturreservat, men om exempelvis en hotad vadar-

¹⁴ 1 §.

¹⁵ <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/12-Levande-skogar/fu2015/>.

¹⁶ Fridlysningsreglerna i miljöbalken kompletterar jakt- och fiskelagstiftningen på två sätt. Dels omfattar fridlysningen jakt och fiske efter andra arter. Dels gäller den för andra åtgärder än jakt och fiske på de arter som omfattas av jakt- och fiskelagstiftningen.

fågel väljer att rasta eller häcka på en strand utanför det för ändamålet avsatta naturreservatet, måste den ges ett skydd även där. Fridlysningen kan då innebära ett nödvändigt kompletterande skyddsnät.¹⁷ Ett sådant är nödvändigt, dels eftersom det i praktiken inte inrättas områdesskydd i tillräcklig omfattning, dels därför att utvecklingen i naturen inte säkert kan förutses. Det förutsätter dock att fridlysningen har en tillräcklig räckvidd mot de olika hot mot arten som finns. I detta avseende har det skett viktiga rättsliga förändringar.

Fridlysningen enligt den tidigare gällande naturvårdslagen (1964:822) riktades mot vissa beteenden av privatpersoner i naturen, såsom att störa djur vid häckningsplatser, plocka vissa blommor eller ägg eller att rent av uppsåtligt skada artindivider eller boplatser. Däremot innebar förbuden inte "hinder mot avverkning av skog eller eljest mot marks ändamålsenliga utnyttjande".¹⁸ Guckuskon som inte fick plockas fick alltså köras sönder av en skogsmaskin. Ornitologen fick inte komma i närheten av havsörnboet i gammeltallen, men trädet fick sågas ner av skogsbolaget, även om man såg boet med ungar i trädtoppen och örnföräldrarna, som skrikande seglade ovanför. Begränsningen togs bort i lagtexten 1974, men enligt motiven, utan att ändringen skulle få någon nämnvärd praktisk betydelse.¹⁹ Begränsningen fanns kvar på förordningsnivå som en huvudregel fram till 2001,²⁰ varefter den endast gällde för vissa arter,²¹ som inte skyddades genom fågeldirektivet²² eller art- och habitatdirektivet.²³ Regeln togs bort helt i den nu gällande artskyddsförordningen (2007:845).

EU-rätten förändrade det svenska rättsläget. Såväl artikel 5 fågeldirektivet (som gäller alla i landet naturligt förekommande fåglar) som artikel

¹⁷ Artskyddet innebär även ett extra skydd för arter inom ett skyddat område när föreskrifterna för området är otillräckliga från artskyddssynpunkt.

¹⁸ 14 § 3 st. naturvårdslagen.

¹⁹ Prop. 1974:166, s. 118. I lagkommentaren ansågs förbuden i vart fall inte kunna medföra "avsevärt försvårande av pågående markanvändning". Se vidare Jonzon S-G, Delin L och Bengtsson B; Naturvårdslagen, andra uppl., Norstedts, Stockholm 1976, s. 86 f. Det fanns inga ersättningsregler kopplade till 14 § naturvårdslagen.

²⁰ "Förbud ... skall ej utgöra hinder mot att marken nyttjas på ett ändamålsenligt sätt, om ej annat föreskrives vid dess meddelande"; 14 § 2 st. naturvårdsförordningen (1976:484).

²¹ 1 e § artskyddsförordningen (1998:179), en regel som infördes genom SFS 2001:447.

²² Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar (fågeldirektivet).

²³ Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (art- och habitatdirektivet).

12 art- och habitatdirektivet (som gäller vissa, i bilaga 4 utpekade, strikt skyddade arter), förbjuder som huvudregel handlingar som innebär borttagande, skada eller störning av artindivider. Vidare omfattas skada på och borttagande av bon, ägg m.m. En förutsättning är att handlingen är "avsiktlig", utom i en situation som regleras i art- och habitatdirektivet (men inte i fågeldirektivet); det är förbjudet att, oavsett avsikt, "skada eller förstöra parningsplatser eller rastplatser".²⁴ I den svenska artskyddsförordningen har art- och habitatdirektivets regel i huvudsak kopierats.²⁵ Konsekvensen är att skyddet för parningsplatser och rastplatser i artskyddsförordningen även gäller för alla vilda fåglar, något som är förenligt med EU-rätten eftersom fågeldirektivet endast anger minimikrav. Nedan analyseras endast fridlysningen av djurarter, men även för växter gäller förbuden i många fall endast om handlingen är avsiktlig.²⁶

De flesta av förbuden i direktiven och den svenska artskyddsförordningen förutsätter alltså att handlingen är "avsiktlig". Detta uttryck har direkt eller indirekt behandlats i flera domar från EU-domstolen. I den första från 1987 hade kommissionen stämt Västtyskland,²⁷ som i sin naturskyddslag hade ett undantag från artikel 5 i fågeldirektivet, för "normal användning av mark inom jordbruk, skogsbruk eller fiske" (jfr ovan om undantaget i den svenska naturvårdslagen före 1974). Domstolen accepterade inte undantaget, trots Västtysklands invändning att avsiktligt dödande och skadande inte kan vara en del av normalt jordbruk, skogsbruk eller fiske. Slutsatsen är logisk (i vart fall när det gäller jord- och skogsbruk) om man med avsiktligt menar ett *direkt* syfte att skada eller döda. Här kan enligt min mening antas, utan att det sägs uttryckligt i domen, att EU-domstolen lägger in mer i uttrycket "avsiktligt" än bara det direkta syftet att skada eller döda. Även en dom från 2005 (här art- och habitatdirektivet) har relevans i detta sammanhang. Storbritannien hade undantagit "laglig verksamhet" från artskyddsförbuden, men domstolen ansåg att ett "sådant undantag, som bygger på handlingens rättsenlighet,

²⁴ Se närmare artikel 5 fågeldirektivet och artikel 12 art- och habitatdirektivet.

²⁵ 4 §. Enligt 4 p. är det förbjudet att "skada eller förstöra djurens fortplantingsområden eller viloplatser". Motsvarande uttryck i artikel 12.1 d) art- och habitatdirektivet är "parningsplatser eller rastplatser" (svenska språkversionen).

²⁶ 7 § artskyddsförordningen. För vissa vilt levande kärlväxter, mossor, lavar, svampar och alger (bilaga 2) är den skadliga handlingen förbjuden oavsett avsikt; 8–9 §§.

²⁷ C-412/85 *Kommissionen mot Västtyskland* [1987] ECR 3503.

strider ... mot såväl andan i och syftet med livsmiljödirektivet som mot lydelsen av artikel 16 i detta direktiv”.²⁸

Frågan om vad som är en ”avsiktlig” handling förtydligades i en dom från 2002 (art- och habitatdirektivet).²⁹ Individer av den skyddade arten havssköldpadda (*Caretta caretta*) utnyttjade en sandstrand för parning. På denna strand förekom mopedtrafik och i havsområdet utanför trampbåtar och småbåtar. Även om det saknades ett direkt syfte att störa eller skada sköldpaddorna och deras parningsplatser, sågs aktiviteterna som ”avsiktliga” handlingar, eftersom det fanns förbudsskyltar och även information om strandens sköldpaddsbö. ³⁰ Domstolen ansåg att Grekland mot den bakgrunden inte hade ”vidtagit nödvändiga konkreta åtgärder för att förhindra ... att havssköldpaddan *Caretta caretta* avsiktligt störs under parningsperioden”.³¹

I ett annat överträdelseärende hade spanska myndigheter gett tillstånd till att använda bromsförsedda snaror i direkt syfte att fånga räv. Kommissionen menade att den skyddade arten utter fanns i området och att det fanns risk för att den kunde fångas och dödas genom snarorna. Domstolen framhöll, principiellt, att kravet på avsiktlighet är uppfyllt om personen i fråga har ”godtagit risken” för att en skyddad art kan fångas eller dödas. Det var inte nödvändigt att personen hade velat fånga eller döda utter.³²

I nutida svensk rättsvetenskaplig debatt finns olika uppfattningar om innebörden i begreppet ”avsiktligen” i gällande rätt.³³ Min uppfattning i

²⁸ C-6/04 *Kommissionen mot Storbritannien och Irland* [2005] ECR I-09017, 113. Artikel 16 specificerar undantagen från förbuden i artikel 12 art- och habitatdirektivet.

²⁹ C-103/00 *Kommissionen mot Grekland* [2002] ECR I-1147.

³⁰ Havsområdet var avsatt som skyddsområde med särskilda markeringar.

³¹ C-103/00, 39.

³² C-221/04 *Kommissionen mot Spanien* [2006], ECR I-02173, 71. Spanien ansågs inte ha brutit mot artikel 12 i art- och habitatdirektivet eftersom kommissionen enligt domstolen inte hade bevisat att utter förekom i området och därmed inte heller att spanska myndigheter ”var medvetna om att de därigenom riskerade att utsätta uttern för fara”; a.a., 73.

³³ Fröberg M och Ekdahl H; Mark- och miljööverdomstolen har klargjort att vindkraft inte innebär ett avsiktligt dödande eller störande enligt artskyddsförordningen, *JP Miljönet*, 2015-01-23, Darpö J och Lindahl H; Vindkraft, fåglar och brister i höjden. Om artskyddet vid prövningen av vindkraftverk, *JP Miljönet* 2015-1-08 (nedan Darpö och Lindahl), samt Fröberg M; Kommentar av Magnus Fröberg till Jan Darpös och Helene Lindahls artikel ”Vindkraft, fåglar och brister i höjden”, *JP Miljönet*, 2015-11-09 (nedan Fröbergs kommentar).

denna fråga är, sammanfattningsvis, att förbuden i de två EU-direktiven inte enbart omfattar handlingar där det direkta syftet är döda, skada eller störa en art, utan även handlingar som får sådana konsekvenser, förutsatt att den som handlar är medveten om riskerna.³⁴ Dessutom följer av domarna mot Västtyskland 1987 och Storbritannien 2005 att jordbruk, skogsbruk och annan markanvändning inte kan undantas generellt från förbuden.³⁵ Så har även artskyddsförordningen tillämpats av Mark- och miljööverdomstolen, där sannolikheten för en negativ inverkan på arten har varit avgörande för frågan om avsikt (medvetenhet) ska anses föreligga eller inte hos en verksamhetsutövare.³⁶

Den gällanderättsliga diskussionen är intressant men i denna uppsats är den rättspolitiska viktigare. Utifrån hoten mot biologisk mångfald och mot bakgrund av de politiska målen bör det finnas ett effektivt rättsligt artskydd och här fyller som sagt fridlysningen en funktion som skyddsnät, som komplement till områdesskydden. Det är då ändamålsenligt att reglerna, såsom utvecklats i praxis inom EU och Sverige, gäller inte bara mot "friluftsmänniskan", utan även mot verksamheter av olika slag eftersom skyddet annars blir otillräckligt (jfr exemplen ovan med guckuskon och örnböet). Däremot är det inte alls ändamålsenligt att fridlysning ska förutsätta en direkt avsikt eller ens en medvetenhet hos en verksamhetsutövare, t.ex. vid en tillståndsprövning. Denna subjektiva omständighet borde inte ha någon betydelse om skyddsnätet ska fungera. Relevant är då enbart om det *objektivt* sett finns en beaktansvärd risk för negativ inverkan på arten. Rekvisitet avsiktligt bör alltså ersättas med en objektiv riskbedömning.

Det finns dock även andra ändringar som bör övervägas, särskilt om avsiktsrekvisitet tas bort. Förbudet i artikel 5 fågeldirektivet och det motsvarande i 4 § artskyddsförordningen avser *samtliga* vilda fåglar, samtidigt som undantagsreglerna är mycket restriktiva. Denna reglering kan i enskilda fall leda till orimliga konsekvenser för verksamhetsutövare och motstående viktiga samhällsintressen (såsom utvecklingen av vindkraft).³⁷ Det kan inte finnas några vetenskapliga skäl till att skydda fåglar starkare än många andra arter. Avgörande bör, för alla skyddsvärda arter, vara om

³⁴ Uppfattningen är i huvudsak i enlighet med vad som anförs i Darpö och Lindahl, där frågorna behandlas mer ingående än här, bl.a. praxis.

³⁵ I Fröbergs kommentar finns inte någon analys av de två rättsfallen.

³⁶ MÖD 2015:3 och MÖD 2016-01-25 M 11317-14.

³⁷ Jfr kritiken i Fröberg kommentar, avsnitt 4.

det finns risk för negativ inverkan på *populationen* i landet eller i regionen. Risken för att en enskild artindivid skadas, dödas eller störs kan i vissa fall vara tillräckligt, men i många fall inte. Detta synsätt finns i Mark- och miljööverdomstolens praxis,³⁸ men borde av rättssäkerhetsskäl framgå av författningstext. Slutligen ett påpekande om att förbuden i artskyddsförordningen inte har kopplats till ersättningsreglerna i MB, trots att ett skydd för djurens fortplantningsområden eller viloplatsar i vissa fall kan innebära att pågående markanvändning avsevärt försvåras inom berörd del av en fastighet. Det finns alltså en skillnad mot när livsmiljöer skyddas genom exempelvis ett naturreservat.³⁹

3.2 Jakt- och fiskelagstiftning

Det finns goda möjligheter att genom fiskelagstiftningen skydda fiskarter av fiskevårdsskäl, i hela landet eller inom vissa områden.⁴⁰ EU:s förordning om den gemensamma fiskeripolitiken innebär inget hinder mot nationella mer långtgående restriktioner och även utländska fartyg kan under vissa förutsättningar träffas av de svenska kraven.⁴¹ Om däremot syftet med en restriktion mot fiske är naturskydd, såsom att skydda det akvatiska ekosystem som fisken är en del i, så får restriktionen inte vara ”så ingripande att fisket avsevärt försvåras”, vilket enligt motiven innebär att ett ”rationellt fiske, om än i anpassad form, kan utövas i normal omfattning på platsen.”⁴² Uppdelningen mellan fiskevård och naturskydd är inte helt lämplig eftersom det i praktiken är svårt att skilja på syftena. En restriktion som rör uttaget av fisk kan syfta till fiskevård, men även till naturskydd om uttaget inverkar på det akvatiska ekosystemet.

³⁸ T.ex. MÖD 2016-01-25 M 11317-14; ”De individer av arten som riskerar att dödas eller störs till följd av en exploatering av området kan inte antas medföra någon beaktansvärd risk för påverkan på fjärlsarternas bevarandestatus inom populationen på nordöstra Gotland och inte heller på arternas bevarandestatus inom boreal region.”

³⁹ 31:4 MB. Jfr 2:15 2 st. RF. Se även den rättspolitiska diskussionen i avsnitt 5 nedan.

⁴⁰ Exempelvis får arterna mal och flodpärlmussla inte fångas någonstans i Sverige; 2:5 förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen.

⁴¹ Se närmare Christiernsson A, Michanek G, och Nilsson P; Marine Natura 2000 and Fishery – The Case of Sweden, in *Journal for European Environmental & Planning Law* 12 (2015) (nedan Christiernsson et al.), s. 41 ff.

⁴² Prop. 1992/93:232, s. 45. I sådana situationer kompletterar miljöbalken om skyddet behöver vara starkare.

Artskyddet enligt jaktlagstiftningen är särskilt kontroversiellt när det gäller vissa rovdjur, som typiskt sett ofta anses ha en nyckelroll i ekosystemet, men som samtidigt dödar och skadar tamdjur, liksom vissa vilda djur som är attraktiva att jaga.⁴³ Under de senaste åren är det framför allt frågan om vargjakt som diskuterats och som kommit upp i rättstillämpningen på olika sätt.⁴⁴ Här begränsas framställningen till jakt på varg (främst så kallad licensjakt), men den är delvis relevant även vid jakt på vissa andra rovdjur (främst lo).

Enligt en huvudregel i art- och habitatdirektivet är det förbjudet att döda varg, som är en strikt skyddad art.⁴⁵ I ett motiverat yttrande 2011 kritiserade EU-kommissionen den svenska regeringen för att tillåta så kallad licensjakt på varg,⁴⁶ utan att denna hade stöd i direktivets undantag.⁴⁷ En viktig del i kritiken var att vargstammen i Sverige skulle sakna ”gynnsam bevarandestatus”, men även på andra sätt ansågs jakten strida mot direktivet. En fråga som aktualiserades till följd av jaktbesluten var om miljöorganisationer ska ha rätt att klaga på jaktbeslut till förvaltningsdomstol. Frågan blev avgörande för om jaktbesluten skulle kunna prövas i domstol eftersom ingen enskild hade rätt att klaga på verkets positiva jaktbeslut. Svaret kom i ett prejudicerande avgörande av HFD 2015 (utan förhandsbesked från EU-domstolen). HFD anser att organisationerna har sådan klagorätt, trots att denna slutsats är i direkt strid med ordalagen i jaktförordningen.⁴⁸ Motiveringen enligt domstolen

⁴³ Synen på rovdjuren (och andra arter) utifrån jaktperspektivet har varierat mycket historiskt, se Danell K och Bergström R; *Birds. Laws and Management in Sweden. I Miljörättsliga perspektiv och tankevändor, Vänbok till Jan Darpö & Gabriel Michanek* (red. Gipperth L och Zetterberg C), Iustus förlag, Uppsala 2013 (nedan *Miljörättsliga perspektiv och tankevändor*), s. 193 ff. Exempelvis gavs vissa tider skottpengar för dödande av rovfåglar. Under en sådan period, 1827–1910, dödades enligt statistiken 710 193 rovfåglar; a.a., s. 207.

⁴⁴ Se även Darpö J; Om den svenska rovdjurspolitiken och mötet med EU-rätten. *Info-Torg Juridik-Rättsbanken* 2014-12-01, 2014-12-22 och 2014-12-30.

⁴⁵ Artikel 12.

⁴⁶ Motiverat yttrande riktat till Konungariket SVERIGE i enlighet med artikel 258 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt till följd av landets underlåtenhet att uppfylla sina skyldigheter enligt artiklarna 12 och 16 i direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Överträdelsenummer 2010/4200. K(2011) 4030 Slutlig. Bryssel den 16.6 2011 (nedan Motiverat yttrande).

⁴⁷ Artikel 16.1 e.

⁴⁸ 58 § 1 jaktförordningen (1987:905). Det är fråga om beslut av länsstyrelser (som beslutar om vargjakt efter delegation) som överklagats till Naturvårdsverket, vars beslut är slutligt enligt regeln.

är i grunden EU-rättens företrädare och mer specifikt att miljöorganisationer kan göra rättigheter gällande enligt art- och habitatdirektivet, att EU-rätten kräver ett effektivt domstolsskydd samt att art- och habitatdirektivet ska ges en ändamålsenlig verkan.⁴⁹

Ytterligare en fråga är om den svenska jaktlagstiftningen på ett korrekt sätt överför undantagen i art- och habitatdirektivet. Kommissionen har valt att inte ta upp denna fråga i överträdelseärendet trots att Sverige, enligt min mening, inte skulle klara en sådan prövning i EU-domstolen. Utgångspunkten i både direktivet och jaktlagen är förbud mot att döda varg.⁵⁰ Däremot är direktivet mer restriktivt än den svenska lagstiftningen när det gäller under vilka förutsättningar man kan tillämpa det undantag som åberopas i samband med beslut om licensjakt.⁵¹ Direktivet, men inte jaktförordningen, kräver att jakten ska ske ”i begränsad omfattning” samt avse ”vissa exemplar” och en ”begränsad mängd”.

Här är frågan vilka skyldigheter en medlemsstat har i samband med överföring av direktiv till nationell rätt. Enligt funktionsfördraget är direktiv bindande med avseende på målet medan medlemsstaten får ”bestämma form och tillvägagångssätt för genomförandet”.⁵² Denna regel har preciserats av EU-domstolen i flera avgöranden, som påtalar att direktiv inte nödvändigtvis måste överföras ordagrant. Det kan, ”beroende på dess innehåll, vara tillräckligt att det finns en allmän rättslig ram”, men bara ”om det därigenom på ett *effektivt sätt säkerställs* att direktivet tillämpas *fullt ut* på ett tillräckligt *klart och precist* sätt” (kursiverat här).⁵³ Uttalandet innebär att det är den aktuella direktivregelns utformning och funktion som avgör hur noga medlemsstaten måste vara vid implementeringen. När det gäller licensjakt på rovdjur är huvudregeln i direktivet som sagt ett förbud mot att döda strikt skyddade arter. Undantagsregeln innehåller flera rekvisit som ska säkerställa en restriktiv bedömning. Det bör innebära att samtliga dessa rekvisit tydligt ska återspeglas i undantagsregeln i jaktförordningen och följaktligen att denna måste kompletteras.⁵⁴

⁴⁹ HFD den 18 december 2015 i mål 312-15, s. 9.

⁵⁰ Artikel 12 art- och habitatdirektivet. Vargen är strikt skyddad art enligt bilaga 4 i direktivet. Enligt 3 § jaktlagen (1987:259) är allt vilt fredat som utgångspunkt.

⁵¹ Artikeln 16.1 e jfr med 23 c § jaktförordningen.

⁵² Artikel 288 3 st., fördraget om Europeiska unionens funktionssätt.

⁵³ C-6/04, 21.

⁵⁴ Se närmare Michanek G; Strictly Protected European Wolf Meets Swedish Hunter

Behovet av ändring i jaktförordningen är angeläget även mot bakgrund av de faktiska omständigheterna vid den licensjakt som hittills tillåts. Som exempel kan nämnas en licensjakt 2010 då 28 vargar dödades (av tillåtna 27) motsvarande ca 15 % den totala vargstammen.⁵⁵ Uttrycken ”begränsad mängd” och ”begränsad omfattning” ger strängt taget inte något besked om antalet djur som får dödas, men i belysning av motsvarande regel i det närbesläktade Fågeldirektivet bör 15 % av stammen anses vara mer än så. I Fågeldirektivet krävs att jakten ska avse ett ”litet antal”, något som EU-domstolen anser motsvara 1 % av den årliga dödligheten, inkluderat även andra dödsorsaker.⁵⁶ Enligt beräkningar dog 62 vargar år 2010 av olika orsaker, motsvarande ca 30 % av populationen.⁵⁷ Vidare har licensjakterna varit urskiljningslösa när det gäller vilka individer som får skjutas (bortsett från att några revir undantagits helt), något som inte kan vara förenligt med uttrycket ”vissa exemplar”.

Ytterligare en skillnad mellan den svenska jaktlagstiftningen och art- och habitatdirektivet är den särskilt reglerade rätten att döda individer av varg, järv, björn eller lo, i samband med ett angrepp på tamdjur (såsom får och jakthundar) eller när det ett sådant angrepp kan befaras.⁵⁸ Den svenska regeln saknar samtliga rekvisit för undantag som regleras i art- och habitatdirektivet.⁵⁹ Det finns dock inget stöd i direktivet för denna extra möjlighet till jakt när tamdjur angrips eller hotas akut. Direktivets undantagsregler är uttömmande.⁶⁰

with License to Kill, *Pro Natura: Festskrift till Hans Christian Bugge*, (eds. Backer I L, Fauchald O K, Voigt C, Oslo: Universitetsforlaget, 2012, s. 340 ff (nedan Michanek (2012))).

⁵⁵ Motiverat yttrande, 3.59. Vid en licensjakt 2011 dödades 20 vargar, motsvarande ca 10 % av totala populationen, a.a., 3.62.

⁵⁶ C-342/05, *Commission v. Finland*, REG 2007 s. I-04713, 25, som rör tillämpningen av 9 § Fågeldirektivet. Uttrycket ”litet antal” är i detta sammanhang tydligare än ”begränsad mängd”, men det nära förhållandet mellan de två direktiven bör innebära att tillämpningen ska vara likartad.

⁵⁷ Motiverat yttrande, 3.63. Orsaker utöver licensjakt är skyddsjakt, illegal jakt, trafikolyckor och naturlig dödlighet.

⁵⁸ Se närmare om de olika förutsättningarna i 28 § jaktförordningen.

⁵⁹ Närmast artikel 16.1 b).

⁶⁰ Se vidare Michanek (2012), s. 342 ff. I *NJA 2004 s. 786* fälldes en person för grovt jaktbrott efter att ha brutit mot bestämmelsen. HD anser i domskälen att det ”i och för sig kan ifrågasättas om bestämmelsen är förenlig med art- och habitatdirektivet”, närmare bestämt artikel 16.1(b). HD tar inte ställning i frågan eftersom den inte var direkt relevant för avgörandet. 28 § jaktförordningen ändrades med anledning av rättsfallet så att möjligheterna till dödande utvidgades (!).

4. Olika rättsliga möjligheter att skydda arters livsmiljöer

4.1 Områden skyddade efter myndighetsbeslut

Det starkaste skyddet för en livsmiljö kan uppnås om ett visst geografiskt område avsätts efter beslut av myndighet, främst som nationalpark eller naturreservat, och kompletteras med föreskrifter för utnyttjandet av området, skräddarsydda med hänsyn till det specifika skyddsbehovet.⁶¹ Även Natura 2000-områden ("särskilt skyddsområde" respektive "särskilt bevarandeområde") inrättas efter förvaltningsbeslut.⁶² Det krav som då gäller är att tillstånd måste sökas för en verksamhet eller åtgärd som på ett "betydande sätt kan påverka miljön" i området, men det finns inga lagliga förutsättningar i Natura 2000-reglerna för att anta föreskrifter om skötsel.⁶³ För en hållbar förvaltning av området kan det därför även behöva inrättas ett naturreservat för området med kompletterande föreskrifter. Det finns dock en lucka i lagstiftningen när det gäller skyddet för korallrev och andra marina livsmiljöer inom Sveriges ekonomiska zon. Natura 2000-områden får inrättas där och tillståndsprövningen kan då medföra att potentiellt skadliga projekt hindras, exempelvis bottentrållning.⁶⁴ Även utländska fiskefartyg kan under vissa förutsättningar omfattas av den restriktionen.⁶⁵ Däremot är det inte möjligt att besluta om föreskrifter om skötsel av området, eftersom lagstöd saknas för att inrätta ett kompletterande marint naturreservat eller marin nationalpark utanför territorialgränsen.

⁶¹ Även djur- och växtskyddsområden (7:12 MB) hör till denna kategori. Som lagtexten formulerats förefaller föreskrifterna inte kunna styra markanvändning allmänt, utan enbart jakt, fiske m.m. (några ersättningsregler är inte heller kopplade till detta områdeskydd), men med hänsyn till den större räckvidden i artskyddet genom EU-rätten (ovan, avsnitt 3) är rättsläget inte klart i detta avseende.

⁶² Sverige har över 4000 Natura 2000-områden enligt prop. 2013/14:141, s. 16. Vid Sveriges medlemskap i EG saknade naturvårdslagen den kontroll som krävdes enligt art- och habitatdirektivet för Natura 2000-områden. Efter kritik från EU-kommissionen utreddes frågorna av Bertil Bengtsson i promemorian Genomförande av art- och habitatdirektivet och fågeldirektivet (Ds 2000:29). I huvudsak återspeglas promoriens förslag i dagens reglering.

⁶³ 7:28 a MB.

⁶⁴ 7:28–7:29 a och 7:32 MB.

⁶⁵ Se närmare Christiernsson et al., s. 41 ff.

Även om lagstiftningen alltså, i huvudsak, tillhandahåller mycket effektiva möjligheter att individuellt reglera skydd för geografiskt avgränsade livsmiljöer, blir det inte alltid så i verkligheten. Motstående intressen kan medföra att skyddet inte tillkommer alls eller blir mer eller mindre begränsat. Till detta kommer att markägare ofta har rätt till ersättning och i vissa fall inlösen.⁶⁶ När ekonomiska resurser saknas för att ersätta markägare, eller för att förvalta området, kan behövligt skydd utebli. Jag återkommer till frågan i avsnitt 5.

4.2 Skydd för naturtyper och områden direkt i författning

Vid sidan av de individuellt beslutade områdesskydden har lagstiftaren direkt i författning skyddat vissa naturtyper och geografiska områden. För att genomföra våtmarkskonventionen har våtmarker i vissa län, kommuner och därutöver i vissa angivna våtmarksområden identifierats i en förordning. Det är enligt en huvudregel förbjudet att avvattna dessa.⁶⁷ Detta förhållandevis starka skydd gäller främst våtmarker i södra Sverige,⁶⁸ men det bör ses mot bakgrund av att de flesta våtmarker redan tidigare hade dikats ut i denna landsdel.

Ett liknande instrument är biotopskyddsområde, som infördes i naturvårdslagen 1991. I naturvårdsförordningen specificerades 1993 vissa typiskt sett viktiga, små nyckelbiotoper, som inte fick skadas. På detta sätt skulle biotoperna få ett omedelbart skydd, utan den tidskrävande handläggning som föregår ett förvaltningsbeslut om områdesskydd. Dock var det bara vissa av de listade biotoperna som skyddades direkt genom lagen, nämligen lätt igenkännbara naturtyper, såsom "stenmurar" och "åkerholmar" (så kallade A-biotoper), medan skyddet för andra biotoper, exempelvis "örtrika allundar" och "ravinskogar", av rättssäkerhetsskäl förutsatte att varje biotopskyddsområde först utpekades geografiskt av myndighet (så kallade B-biotoper), en procedur som försenade skyddet avsevärt, bl.a. i skogen. En svaghet med biotopskyddet är att det avser

⁶⁶ 31:4 MB.

⁶⁷ 11:14 MB och 4–4 c §§ förordningen (1998:1338) om vattenverksamhet m.m.

⁶⁸ Dispens kan ges vid särskilda skäl; 11:14 2 och 3 st. Prövningen ska vara restriktiv. I prop. 1997/98:45, del 2, s. 136 förutsätts för dispens att "området som berörs av markavvattning i princip saknar betydelse från naturskyddssynpunkt" eller att åtgärden är så begränsad att naturvärdena inte försämras.

geografiskt mycket små områden. Vidare får A-biotoper lagligen förstöras av nya vägar och järnvägar efter beslut enligt speciallagstiftning.⁶⁹

Fjällnära skog har ett visst skydd i skogsvårdslagen genom att avverkning inte får ske utan tillstånd. Skyddet är i praktiken inte starkt eftersom avverkning regelmässigt ses som pågående markanvändning, med följd att ersättning normalt ska utgå om tillstånd inte meddelas.⁷⁰ Resurserna för att kunna betala ersättning blir då avgörande.

Ett särskilt slags biotopskydd fanns tidigare för livsmiljöer i områden där grus- och bergmaterial kan utvinnas. Tillstånd fick inte ges till en räkt som kunde "befaras försämra livsbetingelserna för någon djur- eller växtart som är hotad, sällsynt eller i övrigt hänsynskrävande". Detta snäva men förhållandevis mycket starka skydd försvagades avsevärt efter en lagändring 2009. Numera gäller förbudet enbart vid prövning av naturgrustäkt; tillstånd får inte ges om "naturgrusförekomsten utgör en värdefull natur- eller kulturmiljö".⁷¹ Visserligen har skyddet vidgats genom att omfatta värdefulla miljöer, men det är samtidigt mycket vagare än tidigare.

I övergången mellan land och vatten finns ofta värdefulla och specifika biotoper, som bl.a. utgör spridnings- och vandringskorridorer för olika arter. Mot den bakgrunden utvidgades strandskyddet 1994 efter en ändring i naturvårdslagen.⁷² Strandskyddet fick två likvärdiga mål: att som tidigare trygga förutsättningarna för allemansrättslig tillgång till strandområden och att "bevara goda livsvillkor för djur- och växtlivet på land och i vatten".⁷³ Utgångspunkten är förbud mot bebyggelse och andra åtgärder, men det finns flera undantag som försvagar strandskyddet, bl.a. det generella undantaget för åtgärder inom areella näringar.⁷⁴ Vidare kan

⁶⁹ 7:11 a MB. Se även 7:11 b MB; sedan 2014 är det enklare att få dispens för åtgärder som syftar till att "utveckla eller bibehålla ett aktivt brukande av jordbruksmark", dock bara om biotopskyddets syften fortfarande kan tillgodoses "med hänsyn till förekomsten av samma typ av biotopskyddsområde eller med hänsyn till naturvärdena hos det biotopskyddsområde som dispensen avser och de naturvärden som biotopskyddsområdet bidrar till i landskapet". Rätt tillämpad borde regeln inte innebära någon betydande försvagning av biotopskyddet.

⁷⁰ 15–19 §§ skogsvårdslagen.

⁷¹ 9:6 f 3 MB.

⁷² Jfr prop. 1993/94:229, s. 9.

⁷³ 7:13 MB. Sambandet mellan friluftsliv och naturskydd är omdiskuterat, se t.ex. Bengtsson B; Friluftsliv, naturskydd, markägarintresse och grannhänsyn enligt miljöbalken, I *Miljörättsliga perspektiv och tankevändor*, s. 78.

⁷⁴ Se närmare Michanek G och Zetterberg C; *Den svenska miljörätten*, tredje uppl., Iustus, Uppsala 2012, s. 216 ff. (nedan Michanek och Zetterberg).

det i enskilda dispensärenden vara svårt att bedöma om det finns livsmiljöer som kan skadas, eftersom en miljökonsekvensbeskrivning bara krävs ”i den utsträckning som det behövs i det enskilda fallet”,⁷⁵ vilket förutsätter vissa förkunskaper om områdets naturvärden.

Efter en lagändring 2009 beslutas frågor om bl.a. dispens från strandskyddsförbuden av politiker i nämnder vid landets samtliga 290 kommuner,⁷⁶ trots en dokumenterat felaktig kommunal tillämpning av dispensreglerna tidigare (många kommuner beslutade då om dispens efter delegation).⁷⁷ Länsstyrelsen är dock skyldig att överpröva och upphäva felaktiga dispensbeslut, men huruvida denna statliga kontroll kommer att överleva politiskt är inte självklart eftersom den begränsar det omhuldade kommunala självstyret.

Flera av hushållningsbestämmelserna i MB omfattar områden som kan rymma arters livsmiljöer, men vaga formuleringar och undantag gör det rättsliga skyddet svagt eller osäkert. En generell svaghet är också att bestämmelserna inte alls gäller mot ”pågående markanvändning”,⁷⁸ såsom normala avverknings inom skogsbruket. Hushållningsbestämmelserna kan inte analyseras närmare här,⁷⁹ men några exempel får illustrera bristerna i skyddet för bl.a. livsmiljöer.

Enligt de grundläggande hushållningsbestämmelserna kan bl.a. arters livsmiljöer vara av ”riksintresse” för naturvård och skyddas då normalt mot verksamheter och åtgärder som kan medföra ”påtaglig” skada (som kan vara svårbedömt),⁸⁰ men om samma område bedöms vara av riksintresse även för ett motstridigt ändamål (sådana överlappningar är inte

⁷⁵ 23 § förordningen (1998:1252) om områdesskydd.

⁷⁶ Strandskyddets tillämpning efter lagändringen 2009 har utretts av Strandskyddsdelegationen i SOU 2015:108 (Strandskyddet i praktiken).

⁷⁷ Prop. 2008/09:119, s. 32. Se också Naturvårdsverkets rapport 5185 Kartläggning m.m. av strandskyddsbestämmelserna, april 2002, s. 26. Av 685 granskade dispensbeslut bedömdes endast 32 % vara välgrundade. En stor del bedömdes vara formellt felaktiga eller baserade på bristfälligt underlag.

⁷⁸ 2:6 2 st. MB.

⁷⁹ Se Michanek och Zetterberg, kap. 9.

⁸⁰ 3:6 2 st. MB. Se även 3:3 MB som reglerar områden som är särskilt känsliga från ekologisk synpunkt. Ett område kan dock aldrig vara av ”riksintresse” enligt denna paragraf. Skyddet är därmed svagt eftersom det ekologiska värdet bara skyddas ”så långt möjligt” mot skadliga åtgärder (med andra ord ska en intresseavvägning ske).

ovanliga), exempelvis för placering av vindkraftverk,⁸¹ finns inte något egentligt skydd för livsmiljöerna området.⁸²

De särskilda hushållningsbestämmelsernas skydd för stora geografiskt bestämda områden av visst slag (fjäll, vattendrag, kuster, skogar m.m.) varierar beroende på vilket område och vilken verksamhet det är fråga om, men generellt hindras ingrepp som "påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden".⁸³ Enligt förarbeten och Regeringsrättens praxis ska dock skadan bedömas med utgångspunkt från de *samlade* natur- och kulturvärdena som finns i *hela* det berörda området av riksintresse.⁸⁴ Lokala livsmiljöer kan därför få förstöras utan att skadan bedöms som påtaglig enligt regeln. Det finns också generella undantag i de särskilda hushållningsbestämmelserna, utan att någon avvägning ska ske mot skyddsintresset, för bl.a. "utvecklingen av lokalt näringsliv",⁸⁵ ett uttryck som enligt motiven ska ges en vid innebörd.⁸⁶ Om exempelvis vattenkraftsutbyggnad skulle anses som utveckling av lokalt näringsliv i en Norrlandsregion finns inget skydd mot sådan verksamhet i de särskilda hushållningsbestämmelserna ens för våra nationalälvar, med biflöden och livsmiljöer.⁸⁷ Exemplet är medvetet tillspetsat, men tveklöst är undantaget en potentiell fallucka i skyddet för i lag utpekade områden av riksintresse för natur- och kulturmiljöskydd.

5. Avslutande kommentarer

Av de tidigare avsnitten framgår att vi är långt ifrån att nå de politiska målen för bevarande av biologisk mångfald, inte bara globalt och inom EU, utan även i Sverige. Det är mycket sannolikt att den mark- och miljörättsliga regleringen har stor betydelse vid målgenomförandet, men den har hittills inte räckt till. Det finns brister som kan åtgärdas med för-

⁸¹ 3:8 2 st. MB.

⁸² En relativt fri avvägning ska då ske mellan riksintressena, se 3:10 MB.

⁸³ 4:1 1 st. 2 MB. Detta generella skydd, liksom de generella undantagen, se nedan, gäller dock bara de områden som regleras i 4:2–6 MB.

⁸⁴ Prop. 1985/86:3, s. 171 f, RÅ 1993 not 550.

⁸⁵ 4:1 2 st. MB. Se även undantaget för utvecklingen av befintliga tätorter, och för mineralbrytning (just för detta krävs dock "särskilda skäl").

⁸⁶ Enligt prop. 1985/86:3, s. 172, "bör ... anläggningar inom huvudparten av industrins olika grenar kunna tillåtas i flertalet av områdena, under förutsättning att lokaliserings- och utformningsfrågorna behandlas med tillräcklig omsorg".

⁸⁷ Andra regler i MB kan dock hindra projektet.

fattningsändringar när det gäller exempelvis fridlysning, undantagen för jakt på vissa rovdjur, skötsel av Natura 2000-områden och kontrollen av livsmiljöer inom strandskyddade områden. Hushållningsbestämmelserna i MB bör också bli tydligare och enklare att tillämpa; här krävs förmodligen en del konstruktivt tänkande, eftersom den lagtekniska kvaliteten som helhet inte är bra.⁸⁸

Det finns dock en rättslig fråga som är viktigare än de justeringar som nyss nämndes, nämligen markägares grundlagsskyddade ersättningsrätt som gäller generellt i samband med olika slags naturskyddsrestriktioner. Markägare har rätt till ersättning om pågående markanvändning inom berörd del av fastigheten avsevärt försvåras.⁸⁹ Detta gäller exempelvis vid bildande av naturreservat, när tillstånd inte kan ges till avverkning av fjällnära skog eller till verksamhet eller åtgärd som påverkar ett Natura 2000-område, liksom vid tillämpning av samrådsregeln.⁹⁰ Ersättningsregeln är även indirekt avgörande för vilken naturskyddshänsyn som kan krävas enligt skogsvårdslagstiftningen. Till saken hör att avverkningsrätt inom skogsbruket och mycket annat inom de areella näringarna ses som "pågående markanvändning" (även normala och naturliga rationaliseringar inom näringarna räknas hit) och att toleranströskeln "avesvärt försvårande" är mycket låg.⁹¹ Dessutom gäller att när en restriktion ger rätt till ersättning, ska denna utgå med 125 % av minskningen i marknadsvärdet.⁹² Det finns inte utrymme här att behandla ersättningsrätten ingående,⁹³ men jag vill ge några principiella synpunkter på denna rätt i förhållande till det misslyckade genomförandet av de svenska målen om biologisk mångfald (jfr ovan avsnitt 2).

⁸⁸ "Enligt lagrådets mening balanserar förslaget på gränsen för vad som i detta hänseende är förenligt med god lagstiftning"; prop. 1985/86:3, s. 21 (lagrådets yttrande). Omdömet fälldes över förslaget till lag (1987:12) om hushållning med naturresurser m.m. Hushållningsbestämmelserna infördes nästan helt oförändrade i MB och reglerna har inte förtydligats därefter.

⁸⁹ 2:15 2 st. RF. Se även 31:4 MB.

⁹⁰ 12:6 MB.

⁹¹ I motiven uttalas att intrånget inte i något fall får vara mer än "bagatellartat"; Bet. 1986/87:BoU1, s. 150 (skogbruket) och s. 151 (samma principer för jordbruket).

⁹² 4:1 2 st. expropriationslagen.

⁹³ Bertil Bengtssons skrifter om ersättningsregeln i regeringsformen är många och analyserna djuplodande. Här nöjer jag mig med att hänvisa till en aktuell uppsats: Högsta domstolen fortsätter omvandlingen av skadeståndsrätten, *SvJT* 2014 s. 431. Här analyseras bl.a. *NJA* 2014 s. 332, ett rättsfall där grundlagsregeln 2:18 (numera 2:15) RF läggs till grund för skadeståndsansvar för det allmänna i samband med fiskerestriktion.

För att nå målen måste livsmiljöer skyddas i betydligt större utsträckning än idag (se exempelvis utvärderingen av miljömålet "Levande skogar"). Samtidigt saknar stat och kommun ofta tillräckliga resurser för att täcka kostnaderna för intrångsersättning. I praktiken är därför ersättningsrätten för markägare en avgörande fråga för genomförandet av målen för biologisk mångfald, oavsett vilken politisk syn man har på det gällanderättsliga egendomsskyddet. Om det allmänna tillskjuter tillräckliga medel för att täcka kostnaderna är den kostnadsfrågan löst, men om resurser även fortsättningsvis saknas måste man fundera över alternativ.

Ett alternativ kan vara att branscher som typiskt sett påverkar viktiga livsmiljöer (eller andra naturvärden) bör ta ett kollektivt ansvar för livsmiljöerna på så sätt att de enskilda verksamhetsutövarena betalar avgifter till en fond, exempelvis vid avverkning av skog. Medel från fonden används för att betala ersättning när särskilt viktiga naturmiljöer, såsom gammal skog, måste skyddas och restriktioner medför att pågående markanvändning avsevärt försvåras.

Ett annat alternativ är att ifrågasätta ersättningsregelns utformning. I princip har en markägare inte bara rättigheter att använda egendomen utan även vissa förpliktelser som måste iakttas utan rätt till ersättning.⁹⁴ Av tradition gäller detta normalt i Sverige när det allmännas restriktioner begränsar markäganderätten av hälsoskydds-, miljöskydds- eller säkerhetsskäl.⁹⁵ I en rättspolitisk diskussion bör ifrågasättas om dessa skäl numera är så mycket viktigare än skälet att bevara biologisk mångfald mot olika fysiska ingrepp, att skillnaden ska vara avgörande för om ersättning ska utgå eller inte. Det finns en bred politisk konsensus om den biologiska mångfaldens avgörande betydelse för nuvarande och kommande generationer, inte minst som ett slags "försäkring" för utvecklande av livsmedel och läkemedel och för att motverka översvämningar vid kommande klimatuppvärmning. Distinktionen mellan olika miljöskäl i grundlagsregeln förefaller föråldrad och den är inte internationellt allmängiltig. I sammanhanget kan nämnas att restriktioner i markanvändningen som följer av beslut enligt Endangered Species Act i USA inte ger rätt till ersättning, även om pågående markanvändning hindras helt inom stora

⁹⁴ Denna sida av äganderätten anges uttryckligen i Artikel 14 (2), Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland: "Eigentum verpflichtet". Någon motsvarande principiell regel finns inte i den svenska regeringsformen.

⁹⁵ Se 2:15 3 st. RF. I vanlig lag kan bestämmas undantagssituationer där ersättning ska utgå.

arealer; allmänintresset av att skydda hotade arter och deras livsmiljöer är så starkt att intrånget inte ses som en form av "taking" (expropriation och vissa slags rådighetsinskränkningar).⁹⁶ Omvänt ter sig vissa effekter av "miljöfarlig verksamhet" (såsom förfulad landskapsbild) som tämligen harmlösa i jämförelse med artutrotning.⁹⁷ Det finns argument för ett nytt tänkande.⁹⁸

Jag har inga stora förhoppningar om att något av de ovan nämnda alternativen – att tillskjuta mer resurser för naturskydd, att ålägga kollektivet ett ansvar för värdefulla livsmiljöer eller att överväga förändringar av ersättningsprincipen – kommer att ses med någon entusiasm hos statsmakten. Och då återstår bara en fråga till de styrande i föregångslandet: Hur ska förlusten av biologisk mångfald i Sverige stoppas senast 2020?

⁹⁶ Se vidare Michanek G; Principer för ersättning vid rådighetsinskränkningar i vissa stater. Med särskild inriktning på skydd för biologisk mångfald, *Miljörättslig tidskrift* 1996:1, s. 32 ff. Rättsläget i USA när det gäller "taking" och artskydd är detsamma 2016.

⁹⁷ En annan förekommande uppfattning är att verksamhetsutövare m.fl. utan ersättningsrätt bör få tåla miljökrav som syftar till att motverka förorening och liknande störningar, eftersom dessa kan nå omgivningen och utanför fastighetsgränsen. Detta argument är enligt min mening inte övertygande, dels eftersom principen "förorenaren betalar" gäller även när föroreningen stannar inom fastigheten, dels eftersom även fysiska ingrepp i naturen (t.ex. en skogsavverkning), kan inverka negativt på ekosystemet i omgivningen, men då med följd att ersättning i princip utgår till den som träffas av krav på att begränsa eller inte alls vidta åtgärden, se vidare om dessa frågor Michanek G; Markägare med rätt att döda? *Miljörättslig tidskrift* 1995:2, s. 155 ff.

⁹⁸ Maria Forsberg argumenterar i sin doktorsavhandling för möjligheten att utan ersättning kunna föreskriva om tvingande naturhänsyn för att möta vissa "centrala naturvårdsbiologiska behov, såsom att inte avverka i anslutning till vattendrag". Se Forsberg M; *Skogen som livsmiljö. En rättsvetenskaplig studie om skyddet för biologisk mångfald*, Uppsala universitet, 2012. Denna och andra frågor kring ersättningsprincipen behandlas inom ramen ett forskningsprojekt (se ovan not 1).

Gabriel Michanek, Göran Bostedt, Hans Ekvall,
Maria Forsberg, Anouschka R. Hof, Johnny de Jong,
Jörgen Rudolphi & Astrid Zabel

Landscape Planning—Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry?*

Abstract: *Globally, intensive forestry has led to habitat degradation and fragmentation of the forest landscape. Taking Sweden as an example, this development is contradictory to international commitments, EU obligations, and to the fulfillment of the Parliament's environmental quality objective "Living Forests", which according to Naturvårdsverket (The Swedish Environmental Protection Agency) will not be achieved in 2020 as stipulated. One important reason for the implementation deficit is the fragmented forestry management. In a forest landscape, felling and other measures are conducted at different times on separate forest stands (often relatively small units) by different operators. Consequently, the authorities take case by case decisions on felling restrictions for conservation purposes. In contrast, conservation biology research indicates a need for a broad geographical and strategical approach in order to, in good time, select the most appropriate habitats for conservation and to provide for a functioning connectivity between different habitats. In line with the EU Commission, we argue that landscape forestry planning could be a useful instrument to achieve ecological functionality in a large area. Landscape planning may also contribute to the fulfillment of Sweden's climate and energy policy, by indicating forest areas with insignificant conservation values, where intensive forestry may be performed for biomass production etc.*

* *Forests* 2018, 9, 523, p. 1–15.

Forest owners should be involved in the planning and would, under certain circumstances, be entitled to compensation. As state resources for providing compensation are scarce, an alternative could be to introduce a tax-fund system within the forestry sector. Such a system may open for voluntary agreements between forest owners for the protection of habitats within a large area.

Keywords: *biodiversity; boreal forest; landscape planning; fragmentation; habitat protection; habitats directive; birds directive; Aichi targets; compensation; tax-fund*

1. Introduction

Biodiversity in forest ecosystems is under threat worldwide¹. The global community has acknowledged the urgency of the problem and intentions and actions to conserve forest biodiversity have been multilaterally agreed upon through, e.g., the Aichi Biodiversity Targets, and the United Nations Millennium Development Goals.

A country like Sweden has for example, besides signing the international agreements mentioned above, since 1994 recognized the maintenance of forest biodiversity as an objective equally important to sustainable good yield², in Section 1 of the Forestry Act (1979:429). The biodiversity objective is further developed in different non-legal documents, such as the environmental quality objective “Sustainable Forests”, adopted by the Swedish parliament in 1999³. This decision recognizes, inter alia, that forests should “offer unique habitats for a variety of animal and plant species”. The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) evaluated the implementation of the objective in 2017⁴. The report highlights,

¹ Betts, M.; Wolf, C.; Ripple, W.J.; Phalan, B.; Millers, K.A.; Duarte, A.; Butchart, S.H.M.; Levi, T. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 2017, 547, 441–444. [CrossRef] [PubMed]

² Prop. 1992/93:226, Om en ny Skogspolitik, p. 27. Government bill on a New Forest Policy. Available online: <https://data.riksdagen.se/fil/A0AE3402-7DB4-4E92-8B13-A24F1FD077EF> (accessed on 28 August 2018).

³ 1998/99:MJU6, Miljöpolitiken, and rskr. 1998/99:183. The Parliamentary Committee on Environmental and Agricultural Affairs Report, The Environmental Policy, and the Formal Parliamentary Decision rskr. 1998/99:183. Available online: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/arende/betankande/miljopolitiken_GM01MJU6 (accessed on 28 August 2018).

⁴ Naturvårdsverket. *Rapport 6749 Miljömålen – Årlig Uppföljning av Sveriges Nationella Miljömål—The Environmental Objectives—Yearly Monitoring of the Swedish National En-*

inter alia, a shortage of old forests with maintained forest continuity, multi-layered forests, untouched moist and wet forest environments as well as access to dead wood. Many forest species are adversely affected and biological diversity continues to be at risk. However, a positive observation is that the amount of dead wood and the number of remaining green trees after final felling has begun to increase (see also⁵). Still, SEPA concludes that the environmental quality objective cannot be achieved within the stipulated 2020 deadline given existing and approved legal instruments and voluntary protection arrangements. According to SEPA, it is not possible to predict the future of forest biodiversity.

To achieve the international and Swedish objectives for biodiversity, a number of legal administrative tools are available for the Swedish administration, most of them based upon the Environmental Code (1998:808) or the Forestry Act. The government may generally, directly in legislation, protect species, including their breeding sites and resting places, according to the Species Protection Ordinance (2007:845), and has done so to a considerable extent. Another approach is to protect a specific geographical area, e.g., a nature reserve or a biotope protection area. The Forest Agency is legally empowered to restrict or prohibit, in individual cases, activities within forestry (e.g., felling) if valuable biodiversity is threatened. Complementary to the coercive tools, taxes or other economic incentives may be used to stimulate conservation, and voluntary agreements may be entered between the state and the forest owner or between different forest owners⁶. Certification of forests is also a voluntary instrument.

The choice of conservation alternative depends on several factors. As most forests in Sweden are privately owned, protecting areas in the form of, for example, nature reserves can be very expensive and is in practice often not possible. Furthermore, restrictions to protect biodiversity are often in conflict with forest landowners' interests and with the public interest to achieve a high timber production, which is further emphasized by the importance of the forest as a key renewable energy resource.

Environmental Objectives; Naturvårdsverket: Bromma, Sweden, 2017; pp. 199–200. ISBN 978-91-620-6749-6.

⁵ Jonsson, B.G.; Ekström, M.; Esseen, P.A.; Grafström, A.; Ståhl, G.; Westerlund, B. Dead wood availability in managed Swedish forests—Policy outcomes and implications for biodiversity. *For. Ecol. Manag.* 2016, 376, 174–182. [CrossRef]

⁶ Widman, U. Shared responsibility for forest protection? *For. Policy Econ.* 2015, 50, 220–227. [CrossRef]

Lindahl et al.⁷ argue that the equal weighting of production and environmental objectives in the Forestry Act together with a ‘more of everything’ approach have stimulated rather than resolved such goal conflicts. The difficulty of coordinating conservation alongside production at a spatial scale that is meaningful for conservation is further complicated by the “freedom with responsibility” governance principle in the Swedish forestry sector. This principle essentially devolves the responsibility to balance the conflicting goals to the private sector⁸. Devolving conservation decisions which require concerted action at a large spatial scale to private forest owners has not proven widely successful in the Swedish case.

In order for conservation measures to be both cost efficient and proportionate (with regard to opposite interests), decisions on measures should be based upon adequate information on the specific ecological conditions in a large area. Such information may indicate that a forest area should be legally protected, but it may also show that other less far-reaching instruments may be used, e.g., voluntary instruments, to ensure connectivity between different habitats. In this paper, we argue that landscape planning is an instrument that could provide useful ecological information for future decisions on forest management and, depending on the content and legal status of the plan, guide or even govern such decisions. The plan can support both production and conservation objectives in the landscape. More specifically, we argue that forest landscape planning could provide for stricter conservation requirements in some areas, while more intensive forest production may be conducted in other areas (e.g., for biomass production as a climate change mitigation measure). If this variety of conservation requirements is accepted, we also need to consider how landowners that take more responsibility for nature conservation than others could be economically compensated, thereby promoting horizontal equity.

This work is a first presentation of the work conducted within the multi-scientific research programme “Landscape Planning for Forest Biodiversity and A Diverse Forestry”, with the objective to introduce relevant issues for forest landscape planning from the perspective of conser-

⁷ Lindahl, K.B.; Sténs, A.; Sandström, C.; Johansson, J.; Lidskog, R.; Ranius, T.; Roberge, J.-M. The Swedish forestry model: More of everything? *For. Policy Econ.* 2017, 77, 44–55. [CrossRef]

⁸ Löfmarck, E.; Ugglå, Y.; Lidskog, R. Freedom with what? Interpretations of “responsibility” in Swedish forestry practice. *For. Policy Econ.* 2017, 75, 34–40. [CrossRef]

vation biology, environmental law, and forest economics. Although our geographical focus is Sweden, many of the issues we raise apply to forest landscape planning in general.

2. Biodiversity in Swedish Forests

Most of Sweden's forest (about 70%) is boreal coniferous forest dominated by Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.), and Silver birch (*Betula pendula* Roth). Most of the remainder is hemiboreal forest in which generally a greater variety of deciduous species occur such as aspen (*Populus tremula* L.) and alder (*Alnus* spp.). Many vertebrate and invertebrate species are (partly) dependent on forest ecosystems, such as the moose (*Alces alces* (Linnaeus, 1758)), several red-listed woodpecker species like the white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos* (Bechstein, 1803)), lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor* (Linnaeus, 1758)), and the black woodpecker (*Dryocopus martius* (Linnaeus, 1758)), large predators like the lynx (*Lynx lynx* (Linnaeus, 1758)) and the golden eagle (*Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758)), and numerous deadwood associated (saproxylic) species.

Globally, intensive forestry has led to habitat degradation and fragmentation, resulting in a severely threatening situation for many forest organisms⁹. Sweden, providing ten percent of the saw timber, pulp, and paper that is traded on the global market, while holding merely one percent of the world's commercial forest area¹⁰, is no exception. Today, the main management operations include clear-felling, soil preparation, planting or natural regeneration, and thinning. The long-term trend in Swedish forests since the introduction of mechanized forestry in the 1950's and 1960's¹¹ is that the forest stands are becoming younger, denser, increasingly dominated by monocultures of coniferous species, less affected by

⁹ Betts, M.; Wolf, C.; Ripple, W.J.; Phalan, B.; Millers, K.A.; Duarte, A.; Butchart, S.H.M.; Levi, T. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 2017, 547, 441–444. [CrossRef] [PubMed]

¹⁰ KSLA. *Forests and Forestry in Sweden*; Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry: Stockholm, Sweden, 2015; p. 2. Available online: https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/in-english/forests-and-forestry-in-sweden_2015.pdf (accessed on 28 August 2018).

¹¹ Östlund, L.; Zackrisson, O.; Axelsson, A.-L. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.* 1997, 27, 1198–1206. [CrossRef]

natural fire outbreaks, largely void of dead wood (although there is a trend that suggests that levels of dead wood have recently been increasing)¹², and create a landscape that is becoming more fragmented^{13, 14}. Such changes have led to a decline in species that are associated with sun-exposed conditions, deciduous broad-leaved trees, and dead wood, such as saproxylic species, but also their predators such as woodpeckers¹⁵. At present, close to 2300 species that count forests as an important habitat are red-listed in Sweden¹⁶.

Of Sweden's productive forest area, which is defined as having a volume increment of $\geq 1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, 4% is formally protected and classified as, for example, nature reserve, biotope protection area, or Natura 2000 area¹⁷, although the restrictions and protection vary from area to area. In addition, according to statistics published in 2017, 5.2% of the productive forest area is voluntarily set aside by forest owners through private agreements, 6% of this is protected area in forests adjacent to the mountains¹⁸. This means that more than 90% of the productive forest land lacks formal or informal protection of any kind (except the general protection of species, see Section 4).

In a European comparison, Sweden in sum has the second largest amount of protected forest area with no active intervention, surpassed

¹² Jonsson, B.G.; Ekström, M.; Esseen, P.A.; Grafström, A.; Ståhl, G.; Westerlund, B. Dead wood availability in managed Swedish forests—Policy outcomes and implications for biodiversity. *For. Ecol. Manag.* 2016, 376, 174–182. [CrossRef]

¹³ Siitonen, J. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 2001, 49, 11–41.

¹⁴ Bernes, C. *Biodiversity in Sweden. Monitor 22*; Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm, Sweden, 2011; p. 280. ISBN 978-91-620-1291-5.

¹⁵ Berg, A.; Ehnstrom, B.; Gustafsson, L.; Hallingback, T.; Jonsell, M.; Weslien, J. Threatened Plant, Animal, and Fungus Species in Swedish Forests: Distribution and Habitat Associations. *Conserv. Biol.* 1994, 8, 718–731. [CrossRef]

¹⁶ Sandström, J.; Bjelke, U.; Carlberg, T.; Sundberg, S. *Tillstånd och Trender för Arter och Deras Livsmiljöer—Rödlistade Arter i Sverige 2015*; Artdatabanken Rapporterar 17; Artdatabanken, SLU: Uppsala, Sweden, 2015.

¹⁷ Sveriges Officiella Statistik. *Skyddad Natur. 2018, p. 3. Official Statistics of Sweden. Protected Nature*. Available online: https://www.scb.se/contentassets/e419dfae78ef4162a2b4b2c4bd4ef4e4/mi0603_2017a01_sm_mi41sm1801.pdf (accessed on 28 August 2018).

¹⁸ Skogsstyrelsen. *Avrapportering av Regeringsuppdrag om Frivilliga Avsättningar*. [The Forest Agency Reporting from a Governmental Assignment Concerning Voluntary Setting Aside of Land]; 2017/4. 2017. Available online: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/aga-skog/skydda-skog/om-regeringsuppdraget-frivilliga-avsattningar.pdf> (accessed on 28 August 2018).

only by Finland. Strict forest protection without intervention is more common in the Nordic and Baltic countries, while Southern European, Central and Northwestern countries prefer to implement strategies with active management for biodiversity¹⁹.

Figure 1 compares Sweden's forest cover and share of protected area to the other Nordic countries, as well as selected countries from Central, Southern, and Eastern Europe. The share of protected areas has increased in all of these countries since the Millennium shift. Sorting the countries by total forest cover shows that protected area shares tend to be higher in countries with smaller total forest cover.

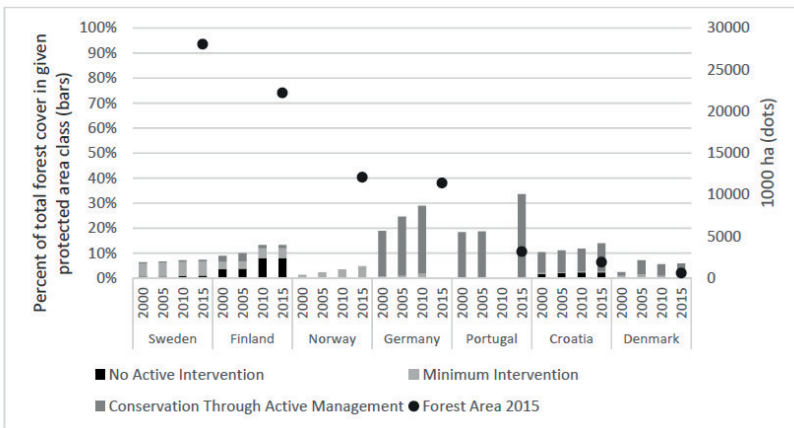


Figure 1. Trends in protected area shares. Protected area categories correspond to MCPFE (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe) Classes 1.1, 1.2, and 1.3 for the management objective “biodiversity conservation”. Data source: FOREST EUROPE/UNECE/FAO 2016²⁰.

Still, safeguarding biodiversity by formally protecting areas (e.g., as nature reserves) is not going to work without functionally connected areas

¹⁹ FOREST EUROPE. *State of Europe's Forests 2015*; FOREST EUROPE: Zvolen, Slovakia, 2015.

²⁰ Forest Europe. Database: Protected Forests (Indicator 4.9.) by Land Use Category, MCPFE Class, Country and Year. 2016. Available online: http://w3.unece.org/PXWeb2015/pxweb/en/STAT/STAT__26-TMSTAT1____040-TM15_BD1/110_en_TM15_4_9_r.px/?rxid=0a46486c-5a6e-40af-b1c6-7abc3c7b0e91 (accessed on 28 August 2018).

of high-quality habitat within the unprotected land. This is increasingly acknowledged today in conservation literature^{21, 22}. As is explained below (Section 5), landscape planning may serve as an important instrument to achieve the needed connectivity.

3. Sweden Is Legally Obligated to Protect Forest Biodiversity

The insufficient biodiversity in Swedish forests is also problematic with regard to Sweden's international and EU obligations. Sweden is a party of the Convention on Biological Diversity (CBD). The CBD parties adopted a strategic plan in Nagoya 2010 including the so-called "Aichi targets", with the overall objective to effectively "halt the loss of biodiversity" and thereby "ensure that by 2020 ecosystems are resilient and continue to provide essential services" (COP 10 Decision X/2, Annex, 12). Aichi target 5 relates to forests: "By 2020, the rate of loss of all-natural habitats, including forests, is at least halved and where feasible brought close to zero, and degradation and fragmentation is significantly reduced."

Complying with the Nagoya decision is politically relevant, but the decision has no legal status. The Convention is formally legally binding for the parties, but the articles are not precise and leave much discretion to the parties with regard to their implementation on a national level. However, as the EU is one of the parties of the CBD, the preconditions for legal enforcement become fundamentally different for Sweden and other EU member states. To implement Aichi target 5, the EU Parliament adopted a separate, more detailed strategy in 2011, including forestry management planning²³. As the EU, in contrast to the CBD, provides an arsenal of effective legal instruments for implementation of the political strategy, Swedish forest management is directly impacted. The core EU legislation in this context is the Council Directive 92/43/

²¹ Lindenmayer, D.B.; Cunningham, S.A. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landsc. Ecol.* 2013, 28, 1099–1110. [CrossRef]

²² Lindenmayer, D.B.; Fischer, J. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol. Evol.* 2007, 22, 127–132. [CrossRef] [PubMed]

²³ European Parliament resolution of 20 April 2012, On Our Life Insurance, Our Natural Capital: An EU Biodiversity Strategy to 2020 (2011/2307(INI), Item 75. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/EP_resolution_april2012.pdf (accessed on 28 August 2018).

EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Habitats Directive) and Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (Birds Directive). The two nature directives establish two complementary systems for the conservation of nature; the Natura 2000-network and the strict protection scheme for certain listed species and habitats. Accordingly, all EU member states are obliged to protect specific areas within the EU ecological network Natura 2000 (for a cross-country comparison of the Natura 2000 implementation process, see Weiss et al.²⁴). Currently, forest ecosystems and agro-ecosystems take up the largest shares of national protected areas and Natura 2000 areas in Europe; respectively 31% and 28% in national protected areas and 46% and 38% in Natura 2000 areas²⁵.

The provisions on species protection prohibit—generally—the killing, disturbance of, and damage to many species (including, e.g., eggs and nests). The Habitats Directive also generally prohibits the “deterioration or destruction of breeding sites or resting places” for a number of species listed as “strictly protected”. Due to this general legal protection, Sweden, like all other member states, is obliged to protect forest biodiversity *also outside* the formally protected areas. The EU Commission supervises the compliance with EU legislation, and can eventually bring the state before the European Court of Justice. A number of such infringement cases in the past have concerned the violation of the Birds or Habitats directives²⁶.

²⁴ Weiss, G.; Sotirov, M.; Sarvašová, Z. Implementation of Natura 2000 in forests. In *Natura 2000 and Forests: Assessing the State of Implementation and Effectiveness*; Sotirov, M., Ed.; European Forest Institute: Joensuu, Finland, 2017.

²⁵ European Environment Agency (EEA). Protected Areas in Europe—An Overview. Available online: <https://www.eea.europa.eu/publications/protected-areas-in-europe-2012> (accessed on 28 August 2018).

²⁶ Langlet, D.; Mahmoudi, S. *EU Environmental Law and Policy*, 1 st ed.; Oxford University Press: Oxford, UK, 2016; pp. 351–362. ISBN 978-0-19-875393-3 (pbk).

4. Current Legal Preconditions in Sweden for Biodiversity Conservation in Unprotected Forest Areas

As mentioned in the introduction, in Sweden the Forestry Act and the Environmental Code include different legal instruments for the conservation of forest biodiversity. The “base” is in regulations under the Forest Act, including certain general, relatively lenient, conservation restrictions. The Environmental Code provides for more far-reaching requirements; through the protection of areas; the Forest Agency’s power to impose additional requirements in individual cases; and the general protection of species under the Species Protection Ordinance.

The application of legal conservation instruments restricts, more or less, landowners’ right to make use of forest land, e.g., to carry out felling (used as an example in the following). With the exception of requirements under the Species Protection Ordinance, the landowner is entitled to compensation if restrictions “considerably obstruct ongoing land use on the relevant part of the property” (Chapter 2, Section 15 of the Constitution and Chapter 31, Section 4 of the Environmental Code). This is a rather complicated norm^{27, 28}. In short, guidelines in the preparatory works indicate that 10% of the value of the relevant forest area (basically determined by the age of the trees in this area) is what the landowner should be able to tolerate at most²⁹. In practice, the percentage is sometimes lowered to 5% or 2% of the relevant forest area, depending on the economic value of the forest³⁰; the higher the economic value, the lower

²⁷ Forsberg, M. Landskapsplanering för naturvård och virkesproduktion—Särskilt med koppling till ersättningsrätten. *Nord. Environ. Law J.* **2018**, 1, 89–92.

²⁸ Forsberg, M. *Skogen som livsmiljö: En Rättsvetenskaplig Studie om Skyddet för Biologisk Mångfald—The Forest as Habitat. A Legal Scientific Study on the Protection of Biodiversity*; Uppsala Universitet: Uppsala, Sweden, 2012; pp. 134–147. ISBN 978-91-506-2297-3.

²⁹ 1986/87:BoU1 om en ny Plan- och Bygglag m.m. [The Parliamentary Committee on Housing Affairs Report Concerning a New Plan- and Building Act]. p. 150. Available online: <https://data.riksdagen.se/fil/5FA7AFDE-2814-4977-BB52-5381919C332C> (accessed on 28 August 2018).

³⁰ Skogsstyrelsen. Skogsstyrelsens Tillämpning av Toleransnivå vid Olika Nettovärden på Skogsobjektet—The Swedish Forest Agency’s Application of Tolerance Level at Different Net Values of Forests. 2018. Available online: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/lag-och-tillsyn/skogsvardslagen/intrangsbegransningskurvan.pdf> (accessed on 28 August 2018).

the percentage. However, in addition, conservation restrictions should in no case amount to a value that is more than trivial (“bagatellartat”) in absolute monetary terms (“absoluta tal”). This extra protection of the property right applies, in particular, where the timber value in the relevant forest area is very high³¹. It is not possible to determine precisely where the limit is in absolute monetary terms, but two cases from the Kamarrätten (Administrative Court of Appeal) give some guidance³². In the first case (Kamarrätten i Göteborg 5238-07), a restriction in felling amounting to 300,000 Swedish crowns was regarded as more than trivial in absolute monetary terms (ca. 4.5% of the total timber value notified for felling). In the other case (Kamarrätten i Jönköping 2928-10), the amount of 199,000 Swedish crowns was considered trivial in absolute monetary terms (ca. 3% of the total timber value notified for felling).

Although there are different legal instruments available, some of them formally providing for far-reaching restrictions, it is in practice sometimes difficult to achieve effective conservation of forest biodiversity. One reason is the lack of financial resources needed in order to pay landowners entitled to compensation, according to the legal norm just mentioned. This compensation amounts to 125% of the loss according to the Swedish Expropriation Act (1972:719, Chapter 4, Section 2). If the state lacks economic resources to pay, and fails to enter into an agreement with the landowner, the authorities are in practice forced to allow felling despite the destruction of valuable habitats.

Another reason for ineffective protection is the lack of time and administrative resources of the Forest Agency, which must react within six weeks to a submitted felling notification in order to impose conservation requirements. The Agency receives a great number of notifications, e.g., 61,942 for regeneration fellings in the year 2017³³, but often lacks sufficient information on the ecological situation in the area notified regard-

³¹ 1986/87:BoU1 om en ny Plan- och Bygglag m.m. [The Parliamentary Committee on Housing Affairs Report Concerning a New Plan- and Building Act]. p. 150. Available online: <https://data.riksdagen.se/fil/5FA7AFDE-2814-4977-BB52-5381919C332C> (accessed on 28 August 2018).

³² Skogsstyrelsen. Miljöhänsyn som ska tas Enligt Skogsvårdslagen: Required Measures for Environmental Protection according to the Forestry Act. Available online: <https://www.skogsstyrelsen.se/lag-och-tillsyn/skogsvardslagen/miljohansyn-som-maste-tas/> (accessed on 28 August 2018).

³³ Statistiska Centralbyrån. *Statistiska Meddelanden*; JO0314 SM 1801; Statistiska Centralbyrån: Stockholm, Sweden, 2018.

ing felling and the surrounding ecosystem, concerning, inter alia, the occurrence of listed species and habitats and connecting corridors between habitats (the obligation on the landowner to provide such information is very lenient). The risk is obvious that notified felling “slips through” even though stricter conservation measures would have been motivated in the individual cases.

A third reason for ineffective biodiversity control can be summarized with the word fragmentation³⁴. Felling is often conducted within relatively small land units, by different operators and at different times. Decisions on biodiversity conservation in connection with felling normally relate to these specific areas and occasions. This fragmented forestry protection has implications for the many forest species that require contiguous forests, larger than average single forest stands. Fragmentation of old-growth forest is considered to be an important factor contributing to the decline of a number of forest-associated species in Fennoscandia³⁵. The capercaillie (*Tetrao urogallus* (Linnaeus, 1758)) is an example of a forest species that requires large areas of mature or even pristine forest habitat^{36, 37}. As a consequence, it is not surprising that capercaillies are quite sensitive to landscape-level habitat alteration³⁸. It has been suggested that at large spatial scales, more effort needs to be focused towards preservation of the overall forest cover, especially around functioning capercaillie breeding sites^{39, 40, 41}. Another example is the white-backed woodpecker

³⁴ Fahrig, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003, 34, 487–515. [CrossRef]

³⁵ Kouki, J.; Löfman, S.; Martikainen, P.; Rouvinen, S.; Uotila, A. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scand. J. For. Res.* 2001, 16, 27–37. [CrossRef]

³⁶ Gjerde, I.; Wegge, P. Spacing Pattern, Habitat Use and Survival of Capercaillie in a Fragmented Winter Habitat. *Ornis Scand.* 1989, 20, 219. [CrossRef]

³⁷ Swenson, J.E.; Angelstam, P. Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. *Can. J. Zool.* 1993, 71, 1303–1310. [CrossRef]

³⁸ Storch, I. Annual Home Ranges and Spacing Patterns of Capercaillie in Central Europe. *J. Wildl. Manag.* 1995, 59, 392. [CrossRef]

³⁹ Lindén, H.; Pasanen, J. Capercaillie leks are threatened by forest fragmentation. *Suomen Riista* 1987, 34, 66–76.

⁴⁰ Helle, P.; Helle, T.; Lindén, H. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Lekking sites in fragmented Finnish forest landscape. *Scand. J. For. Res.* 1994, 9, 386–396. [CrossRef]

⁴¹ Lindén, H.; Danilov, P.I.; Gromtsev, A.N.; Helle, P.; Ivanter, E.V.; Kurhinen, J. Large-scale forest corridors to connect the taiga fauna to Fennoscandia. *Wildl. Biol.* 2000, 6, 179–188. [CrossRef]

(*Dendrocopos leucotos*), which requires relatively large patches of deciduous dominated forests with plenty of dead wood^{42, 43, 44}. Since it is currently critically endangered in Sweden^{45, 46}, a large-scale restoration project was set up in the early 2000s to benefit the species⁴⁷. However, it is shown that the effectiveness of the project could have benefitted from improved landscape planning, since in some areas sites dedicated for restoration were too few, small, or located too far from one another⁴⁸. Restoration of forest ecosystems and allowing natural disturbances to promote unevenly aged forests with several successional stages and large amounts of coarse woody debris may be effective strategies that could potentially benefit several forest-associated species⁴⁹.

How does the legal control outside protected areas respond to situations as described above? Implementing the EU Nature Directives, Section 4 of the Swedish Species Protection Ordinance prohibits the damaging of breeding sites (and also resting places) for birds and certain other species. Following the EU Commission guidelines, this does not entail a protection of every single habitat. Instead, the “ecological functionality”

⁴² Angelstam, P.K.; Büttler, R.; Lazdinis, M.; Mikusinski, G.; Roberge, J.M. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation—dead wood as an example. *Ann. Zool. Fenn.* 2003, 40, 473–482.

⁴³ Aulén, G. *Ecology and Distribution History of the White-Backed Woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*; Swedish University of Agricultural Sciences: Uppsala, Sweden, 1988; ISBN 91-576-3340-1.

⁴⁴ Carlson, A. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: The White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *For. Ecol. Manag.* 2000, 131, 215–221. [CrossRef]

⁴⁵ Stighäll, K. *Dendrocopos leucotos*; Artdatabanken: Uppsala, Sweden, 2010.

⁴⁶ Artdatabanken. Available online: <http://artfakta.artdatabanken.se/taxon/100046> (accessed on 28 August 2018).

⁴⁷ Naturvårdsverket. *Åtgärdsprogram för Bevarande av Vitryggig Hackspett (Dendrocopos leucotos) och dess Livsmiljöer. Action Plan for the Conservation of the Swedish Population of White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos)*; Naturvårdsverket: Stockholm, Sweden, 2005.

⁴⁸ Hof, A.R.; Hjältén, J. Are we restoring enough? Simulating impacts of restoration efforts on the suitability of forest landscapes for a locally critically endangered umbrella species. *Restor. Ecol.* 2017, 5, 207. [CrossRef]

⁴⁹ Kouki, J.; Löfman, S.; Martikainen, P.; Rouvinen, S.; Uotila, A. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scand. J. For. Res.* 2001, 16, 27–37. [CrossRef]

of breeding sites must be safeguarded⁵⁰, which sometimes paves the way for a selection among several habitats for conservation (it is in practice sometimes complicated to determine the number of needed breeding sites, due to the lack of ecological data). However, in a fragmented forestry management and control, this selection may become random. The Swedish Forest Agency must allow the destruction of breeding sites in its case by case assessment of felling notifications until the remaining breeding sites are so few that the ecological functionality in the region is threatened. Then, in contrast, the Forest Agency is obliged to halt the next felling to comply with the Species Protection Ordinance (and the Habitats Directive). This “first come, first served” approach counteracts a strategic conservation approach and a prioritizing of the most valuable conservation objects.

Although the international obligations and framework conditions are identical for all EU member countries, national implementation of forest conservation policies can differ substantially between them. To put the Swedish example in perspective relative to other selected EU member countries we briefly describe forest conservation governance in four of the countries presented in Figure 1 that represent different regions of the EU: Germany, Portugal, Croatia, and Finland. In Germany, the federal law on forests provides general provisions at a national level, but the German “Länder” are responsible for the more detailed design of forest policies⁵¹. Moreover, biodiversity conservation in forests is addressed in various programs and strategies at different levels of governance. Portugal focuses on conservation through active sustainable forest management rather than the Scandinavian model of conservation through zero or minimal intervention. This is deemed necessary to cope with the high risk of forest fires and threats related to harmful biotic agents⁵². Croatia has more protected forest areas with no intervention than Portugal. However, approximately three-quarters of the forest area is State-owned and 18% forms part of

⁵⁰ Directorate-General for Environment. Guidance Document on the Strict Protection of Animal Species of Community Interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/pdf/guidance_en.pdf (accessed on 28 August 2018).

⁵¹ Weber, N. Participation or involvement? Development of forest strategies on national and sub-national level in Germany. *For. Policy Econ.* 2018, 89, 98–106. [CrossRef]

⁵² European Commission. The EU Environmental Implementation Review Country Report—Portugal. COM (2017) 63 Final. Available online: http://ec.europa.eu/environment/eir/pdf/report_pt_en.pdf (accessed on 28 August 2018).

the national system of protected areas⁵³. Forest owners are entitled to full compensation if the use of forest resources is prohibited for the sake of conserving a certain habitat or species⁵⁴. In Finland, the preconditions for forestry are widely similar to Swedish conditions, as is the management system. To a large extent, conservation measures are conducted on a voluntary basis with only a minimum set of legal requirements, such as the protection of habitats of special importance^{55, 56}. As many other EU Member States, Finland is struggling to implement the requirements in the EU Nature Directives. About 80% of the habitats protected by the Habitats Directive do not have a favourable conservation status⁵⁷, and although the wording of the Finnish legislation corresponds to the EU protection of breeding sites and resting places of listed species, such protection can be questioned in practice⁵⁸. Landscape planning of forest management has been suggested as a tool for more sustainable forestry⁵⁹. The existing landscape approaches in Finland, such as Regional Forest Programmes, are often general in nature and of less practical meaning in the concrete management⁶⁰.

5. Forest Landscape Planning

5.1 Background

Due to the problems described in Section 4, the chief question to be addressed in this part is if landscape planning can contribute to a more effective conservation of forest biodiversity. We will also discuss the plan-

⁵³ Lovric', M.; Lovric', N.; Schraml, U.; Winkel, G. Implementing Natura 2000 in Croatian forests: An interplay of science, values and interests. *J. Nat. Conserv.* 2018, 43, 46–66. [CrossRef]

⁵⁴ Lovric', M.; Lovric', N. Integration of Nature Protection in Forest Policy in Croatia; INTEGRATE Country Report. 2013. Available online: <http://www.eficent.efi.int/files/attachments/eficent/projects/croatia.pdf> (accessed on 28 August 2018).

⁵⁵ Pappila, M. Forestry and no net loss principle. The possibilities and need to implement NNL in forest management in Finland. *Nord. Environ. Law J.* 2018, 1, 60–74.

⁵⁶ Peltola, T.; Tuomisaari, J. Re-inventing forestry expertise: Strategies for coping with biodiversity protection in Finland. *For. Policy Econ.* 2016, 62, 11–18. [CrossRef]

⁵⁷ Pappila, M. Forestry and no net loss principle. The possibilities and need to implement NNL in forest management in Finland. *Nord. Environ. Law J.* 2018, 1, 60–74.

⁵⁸ Op. cit.

⁵⁹ Op. cit.

⁶⁰ Op. cit.

ning instrument as a tool to provide for more variation in forest production.

Forest planning is not a new policy instrument. It is already used in several countries (e.g., France and the USA). At EU level, the Parliament sees forest planning as an important policy tool in the strategy to implement the Nagoya decision. With reference to the Aichi target 5 (supra, Section 3), the Parliament calls upon the Member States to “adopt and implement forest management plans taking account of appropriate public consultation, including effective measures for the conservation and recovery of protected species and habitats and related ecosystem services”⁶¹. The Parliament views forest planning as one of the preventive tools to avoid conflicts with the strict protection of species in the Habitats Directive⁶².

In Sweden, the obligation to adopt a forest management plan was abolished in 1994. Although many forest owners adopt such plans on a voluntary basis, the Swedish Government has stressed that the lack of planning in Swedish forests, and thereby the lack of knowledge, prevents the enforcement of environmental objectives and production goals⁶³. With a few exceptions for larger forest companies, the management and conservation of Swedish forests are not planned from a landscape perspective.

While landscape planning is a challenge at the national level, creating a consistent management network across Europe is even more so. Related to Natura 2000 sites, Greenwood et al. argue that a key challenge in the future will be to develop ways to manage these sites across countries as a functioning ecological network⁶⁴.

⁶¹ European Parliament resolution of 20 April 2012, On Our Life Insurance, Our Natural Capital: An EU Biodiversity Strategy to 2020 (2011/2307(INI), Item 75. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/EP_resolution_april2012.pdf (accessed on 28 August 2018).

⁶² Directorate-General for Environment. Guidance Document on the Strict Protection of Animal Species of Community Interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/pdf/guidance_en.pdf (accessed on 28 August 2018).

⁶³ En Skogspolitik i takt med Tiden. Prop. 2007/08:108. Government Bill, An Updated Forest Policy. Available online: <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/proposition/2008/03/prop.-200708108/> (accessed on 28 August 2018).

⁶⁴ Greenwood, S.; Jump, A.; Sotirov, M.; Marchetti, M.; Mikusinski, G.; Bastrup-Birk, A.; Brotons, L.; Hermoso, V.; Parviainen, J. Effectiveness of Natura 2000 in forests in

5.2 A System for Landscape Planning—Discussion

How should a landscape planning be performed and what should it contain? We assume in the following that forest planning, for ecological reasons, includes a relatively large geographical area with several forest stands.

Firstly, the planning would necessitate a prior assessment of the distribution and suitability of habitats and of important forest characteristics (e.g., deadwood levels, stem density, the presence of gaps) within the area. The focus could be to create a landscape in which species of conservation importance (SCI), e.g., rare or red-listed species^{65, 66} will survive with viable populations. By using a number of SCI with known habitat requirements as landscape value indicators, it is possible to identify which kind of habitats and substrates are important to conserve or develop, such as specific types of dead wood, forest age, tree composition etc. Data on habitat quality is available on different web-pages (e.g., <http://skogskarta.slu.se/> and <http://mdp.vic-metria.nu/miljodataportalen/>) or through different national (authorities and universities) and regional (county administrations) surveys. Thus, it is possible to match habitat requirements with habitat availability on a landscape level and in this way identify which areas should be prioritized for conservation and which have the least priority. However, for landscape planning, not only stand quality is important, but also the juxtaposition of the stand in the landscape. The connectivity between stands, habitat area, availability of stepping stones etc., are important factors for long-term sustainability, and these factors should also be included when prioritizing stands for conservation or management. Ideally, not only present qualities of the landscape, but also former qualities should be included by conducting a gap analysis. This analysis is important in order to understand potential extinction debts and for producing guidelines on restoration requirements. However, this final step is very time consuming and not always possible, at least not if landscape planning will be performed on larger scales. There are several free conservation planning tools available to aid planners in making edu-

EU-28. In *Natura 2000 and Forests: Assessing the State of Implementation and Effectiveness*; Sotirov, M., Ed.; European Forest Institute: Joensuu, Finland, 2017.

⁶⁵ Hallingbäck, T. *Naturvårdsarter—Species of Conservation Interest*; Artdatabanken SLU: Uppsala, Sweden, 2013.

⁶⁶ De Jong, J.; Dahlberg, A. Impact on species of conservation interest of forest harvesting for bioenergy purposes. *For. Ecol. Manag.* 2017, 383, 37–48. [CrossRef]

cated decisions in landscape planning (e.g., ZONATION (<https://www.helsinki.fi/en/researchgroups/metapopulation-research-centre/software>), and MARXAN (<http://marxan.org/>)).

By providing the ecological information necessary in order to select areas for conservation, the plan can, at an early stage, prevent the negative effects of a “first come first served” approach (see Section 4). The plan can pave the way for early decisions that promote ecological functionality of breeding sites. Such a preventive approach is recommended by the EU Commission⁶⁷. However, whether ecological functionality is actually achieved by the planning depends on various factors, such as whether the plan is legally binding or not (see below).

Furthermore, the assessment can indicate that some of the areas lack significant conservation values and potentials. The plan may indicate that such areas should be used for more intensive forestry, e.g., in order to provide for biofuel harvesting, which can be one part of the fulfilment of Sweden’s climate and energy policies. For such areas, the general nature conservation requirements, stipulated in the Swedish forestry legislation, may seem unnecessary. It may also be regarded as rational to make exemptions from some other restrictions in the forest legislation, e.g., regarding fertilization or the use of exotic tree species (cf. the Triad model, [57]). Such legal derogations would indicate a substantial shift in Swedish forest policy and require political decisions. Given such a political position, a forest landscape plan would be the core implementation instrument to use in order to select those forest stands, lacking significant conservation values, which can be relieved from certain legal restrictions. The present state forestry control, including the system of felling notifications, would be inadequate in this respect⁶⁸.

Several legal and governance issues are related to landscape planning and different options are possible. It is for instance necessary to discuss if there should be one single overarching master plan or a system with several planning levels instead, e.g., a master plan followed by different, detailed operation plans for particular forest stands. The legal status of a

⁶⁷ Directorate-General for Environment. Guidance Document on the Strict Protection of Animal Species of Community Interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/pdf/guidance_en.pdf (accessed on 28 August 2018).

⁶⁸ Michanek, G.; Pettersson, M. *Rättsliga Förutsättningar för Intensivodling av Skog: Faktaunderlag till MINT-Utredningen*; Sveriges Lantbruksuniversitet: Uppsala, Sweden, 2009; p. 42.

landscape plan is also crucial. If the plan includes legally binding restrictions for landowners, it would be effective in relation to the conservation objective, but the planning process would probably be relatively long, not least as affected landowners would have the right to appeal to the planning decision and to claim for economic compensation. It would also be complicated to afterwards change a plan where the obligations are “settled”. If the plan instead has the status of a guideline, or is binding merely for authorities in their subsequent decision making, the planning process should be faster and the content of the plan could afterwards more easily adapt to new knowledge on the ecological situation etc. Where a plan is not legally binding for landowners, these persons’ rights to appeal and compensation would be triggered first when a conservation authority—on the basis of the plan—takes a decision in an individual case, e.g., if the Forest Agency decides to establish a “biotope protection area” for a particular habitat.

Yet another important issue is how to develop a legal framework for participation in the planning process, involving authorities, landowners and the public, including environmental organisations. In order for the planning system to be regarded as legitimate and to provide for adequate ecological information on the particular forest stands, the law should set up certain minimum requirements to guarantee dissemination of information, consultation with involved parties, public meetings etc. There are several legal statutes that may serve as models for public participation provisions, e.g., the Plan and Building Act (2010:900).

6. Tax-Fund System

6.1 Background

A landscape forestry planning with stricter conservation requirements than stipulated in the forestry legislation may directly or indirectly trigger the constitutional right to compensation for forest owners (see above, Section 4). It is reasonable to assume that the constitutional protection of ownership is politically established and will not be significantly altered for a long time. It is also very likely that state resources for compensating landowners from time to time will be scarce in the future, as they have been in the past. Voluntary measures have been and can be successful, but they cannot assure a sufficiently strong, long-term protection, nor that priority is given to the most valuable objects from a conservation point

of view. If the above assumptions are correct, an alternative form of financing is necessary⁶⁹ to ensure the necessary conservation. The fact that state financial resources for conservation are limited makes economic efficiency all the more important.

One could argue that forest owners should have a collective corporate social responsibility for the landscape they manage, which includes striving to achieve national biodiversity objectives and complying with EU legislation. The Swedish hydropower sector is a case in point. The sector has recently agreed to carry the costs for the review and environmental updating of old permits for numerous installations within the entire sector (including compensation to operators). The commitment is one part of a proposed new water management policy with the purpose to fulfill Sweden's obligations according to the EU Water Framework Directive⁷⁰.

For such a change in the code of conduct, where the forest sector takes a collective responsibility, landscape policies need to be readily available to divide the burden of conservation among forest owners. A tax-fund system, building on the concept of common but differentiated responsibility among forest landowners, could serve as a solution⁷¹. In a tax-fund system, all forest owners in the landscape periodically make a monetary contribution (e.g., a tax or fee) that is collected in a fund. The proceeds are then used to compensate forest owners that must comply with restrictions that considerably restrict their ongoing land use. Both the collection and redistribution of the monetary contributions can be designed in many ways, each with different advantages and challenges.

Croatia is the only EU country that, to the best of our knowledge, has piloted a tax-fund system related to forests. This Green-Tax is prescribed in the Croatian Law of Forests. It raises a fee on revenues of all economic activities by legal and physical persons in Croatia. The state forest com-

⁶⁹ Michanek, G. Artskyddet, politiken och juridiken: Species protection, politics and law. In *Särtryck ur Boken Bertil Bengtsson 90 år*; Blomstrand, S., Mattsson, D., Skarhed, A., Eds.; Digitala Vetenskapliga Arkivet: Uppsala, Sweden, 2016; pp. 383–397.

⁷⁰ Prop. 2017/18:243, Vattenmiljö och Vattenkraft. [Government Bill, Water Environment and Hydro power], p. 74. Available online: <https://data.riksdagen.se/fil/FC5D5C9C-440D-459B-A15E-7610DEE5C910> (accessed on 28 August 2018).

⁷¹ Zabel, A.; Bostedt, G.; Ekvall, H. Policies for forest landscape management—A conceptual approach with an empirical application for Swedish conditions. *For. Policy Econ.* 2018, 86, 13–21. [CrossRef]

pany receives the proceeds to support the provision of generally beneficial functions of the forest, which, inter alia, includes forest conservation⁷².

6.2 Collection of Funds

The collection of funds among forest owners in the landscape can be achieved through a tax or fee, as in the Croatian example, which itself needs to be carefully designed, taking into account its regulatory steering power. For example, harvest taxes, such as a yield tax levied on harvest revenue or a unit tax levied on the volume of harvested timber, are known to create incentives for delaying harvests. By contrast, a timber tax levied on the value of trees creates incentives to harvest earlier. Lump-sum taxes such as a site productivity tax based on the yield potential have no effect on the timing of harvests^{73, 74}.

6.3 Distribution of Funds

The choice of the distribution method depends on the relative weight given to different criteria such as implementing a predefined conservation plan, achieving maximum connectivity between forest habitats set aside, or targeting specific species such as the already mentioned capercaillie and white-backed woodpecker.

If an ecological landscape plan exists that defines which forest habitats have highest priority, the fund can be used to compensate forest owners for considerable obstruction of their ongoing land use, as discussed above. However, such a heavy-handed top-down approach is unlikely to be appreciated among landowners. Where legally possible to choose between different conservation alternatives, bottom-up approaches can be an interesting option, allowing interested forest owners to jointly submit a proposal for forest conservation activities to protect habitats. Experiences with such approaches have been gained in Australia and Germany where farmers voluntarily form land stewardship groups that propose

⁷² Lovric', M.; Lovric', N. Integration of Nature Protection in Forest Policy in Croatia; INTEGRATE Country Report. 2013. Available online: <http://www.eficent.efi.int/files/attachments/eficent/projects/croatia.pdf> (accessed on 28 August 2018).

⁷³ Amacher, G.S.; Ollikainen, M.; Koskela, E. *Economics of Forest Resources*; MIT Press: Cambridge, MA, USA, 2009.

⁷⁴ Englin, J.E.; Klan, M.S. Optimal taxation: Timber and externalities. *J. Environ. Econ. Manag.* 1990, 18, 263–275. [CrossRef]

biodiversity conservation actions⁷⁵. If funded, farmers collaborate in implementing the conservation actions. This approach can be transferred to the forest context where, as discussed above, conservation measures implemented across adjoining estates are often more effective than measures implemented at the single estate level. Although based on voluntary solutions, a bottom-up approach could function as an important part of a preventive management model implementing, for example, EU requirements on ecological functionality.

When connectivity between set aside sites is given high priority, agglomeration bonus payments can be offered as an incentive to set aside contiguous forest areas^{76,77}. An agglomeration bonus is an incentive payment that is offered to forest owners who protect habitats on plots adjacent to their neighbours' conservation sites.

If the intention is to reward the actual occurrence of certain species, results-based payments can be an interesting policy option to top-up an area-based payment. Results-based payments are issued contingent on the abundance of the species in question. However, results-based payments require monitoring of the species in question, which can come at considerable costs. Furthermore, successful recovery of the species may be hampered by other factors not directly related to the forest characteristics in the set-aside area itself, e.g., when numbers of species are generally low or the species is not very mobile. Sweden has pioneered this approach for carnivore conservation in the reindeer herding area, with payments based on the annual number of carnivore offspring in defined areas⁷⁸.

In situations without a clear ranking of priorities for conservation sites, a reverse-auction can help achieve a cost-efficient solution. In a reverse-auction, forest owners place a bid containing a description of the conservation actions they propose to implement on their estate together

⁷⁵ Prager, K.; Vancley, F. Landcare in Australia and Germany: Comparing structures and policies for community engagement in natural resource management. *Ecol. Manag. Restor.* 2010, 11, 187–193. [CrossRef]

⁷⁶ Parkhurst, G.M.; Shogren, J.F. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecol. Econ.* 2007, 64, 344–355. [CrossRef]

⁷⁷ Bell, A.; Parkhurst, G.; Droppelmann, K.; Benton, T.G. Scaling up pro-environmental agricultural practice using agglomeration payments: Proof of concept from an agent-based model. *Ecol. Econ.* 2016, 126, 32–41. [CrossRef]

⁷⁸ Zabel, A.; Bostedt, G.; Engel, S. Performance Payments for Groups: The Case of Carnivore Conservation in Northern Sweden. *Environ. Resource Econ.* 2014, 59, 613–631. [CrossRef]

with the monetary amount they request. Policymakers can then choose and finance bids that offer the best ratio between conservation improvement and cost. The reversed auction approach was piloted in Finland and later tested in Sweden^{79, 80}.

These are just a few examples of how the collection and distribution of funds could be designed. Which combination is optimal will depend on the goals, specific regional context, and existing policy mix.

This is also relevant should landscape planning of private land be introduced, when the plan directly (if in itself legally binding) or indirectly (if guiding subsequent decisions on restrictions) limits felling and other forestry measures.

7. Conclusions

Conservation biology research indicates a need for a broad geographical approach to select the most appropriate habitats for conservation and to provide for a functioning connectivity between different habitats. Functional connectivity includes a more dynamic conservation strategy, by not only conserving but also developing and restoring conservation values in managed forests based on historical land use and species occurrence. The present fragmented forestry in Sweden, conducted on a great number of privately owned real estates, counteracts such an overall ecological consideration. In line with the EU Commission, we argue that landscape forestry planning could be a useful remedy in this respect. By indicating, in good time, how best to achieve ecological functionality in a large area, the planning would counteract future conflicts between felling etc., and the strict prohibitions in the Species Protection Ordinance. On a broader scale, the planning should promote the achievement of international, EU, and Swedish political objectives for biodiversity. The planning may promote a more differentiated forestry; it may, inter alia, contribute to the fulfilment of Sweden's climate and energy policy, by indicating forest areas with insignificant conservation values, where intensive forestry may be performed for biomass production etc., possibly exempted from today's legal requirements on nature conservation, etc.

⁷⁹ Parviainen, J. Cultural heritage and biodiversity in the present forest management of the boreal zone in Scandinavia. *J. For. Res.* 2017, 20, 445–452. [CrossRef]

⁸⁰ Primmer, E. Institutional constraints on conservation auction: Organizational mandate, competencies and practices. *Land Use Policy* 2017, 63, 621–631. [CrossRef]

The planning may serve as a base for both legal administrative enforcement and voluntary agreements.

Implications for management of a forest landscape based on such planning may demand that some areas, particularly valuable for biodiversity, be (permanently) set-aside from forest management for species conservation purposes. Other areas that could provide connectivity between areas valuable for biodiversity may need to be restored or may require short-term human interventions. One can think of increasing levels of dead wood and removing coniferous trees in favour of deciduous trees. However, harvest levels may increase in those areas not identified as valuable for biodiversity or that could serve as a corridor or stepping stones between areas that are valuable for biodiversity.

To provide for accurate ecological information and for legitimacy reasons, the assessments and decisions related to the landscape planning should include public participation. This also obviously includes the forest owners. Furthermore, in order to solve the problem of insufficient state resources for compensating forest owners that are legally entitled to compensation, due to conservation requirements in the plan, we raised the question if a tax-fund system could be an appropriate complementary alternative. There are several alternatives regarding how to design the collection of taxes and the distribution from the fund. Where legally possible, such a system should open for voluntary agreements between forest owners on how to protect habitats within a large area.

Author Contributions: Although all authors were involved in the structuring and writing of the entire article, they have more specifically contributed as follows. Main editor and coordination: G.M.; Ecology and forest biology: A.R.H., J.d.J. and J.R.; Law and policy: M.F. and G.M.; Economics and policy: G.B., H.E. and A.Z.

Funding: This research was funded by Naturvårdsverket (the Swedish Environmental Protection Agency), grant number DNR 15/243.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, and in the decision to publish the results.

Gabriel Michanek & Anna Christiernsson*

Adaptive Management of EU Marine Ecosystems – About Time to Include Fishery**

“The fisheries sector can no longer be seen in isolation from its broader maritime environment and from other policies dealing with marine activities. Fisheries are heavily dependent on access to maritime space and to healthy marine ecosystems.”¹

1 Introduction

The world has experienced overfishing in several marine areas, causing longterm, possibly permanent, harm to particular fish species and marine ecosystems and, ultimately, self destruction of regional fishing industries. Overfishing in the waters outside Newfoundland, for example, caused

* LL.D. in Environmental Law *Anna Christiernsson* and Professor of Environmental Law *Gabriel Michanek*, Faculty of Law, Uppsala University, Sweden. The article is a publication within the project Law, Aquatic Ecosystems and Sustainable Fishery, funded by The Swedish Research Council Formas. We would like to thank our environmental law colleagues at the Law Faculty: Professor of Environmental Law *Jan Darpö*, PHD Student in Environmental Law *Yaffa Epstein* and LL.D. in Environmental Law *Maria Forsberg*. Thanks also to Associate Professor in Population Modelling *Kjell Leonardsson*, department of Wildlife, Fish and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Studies, Umeå, Sweden. You have all submitted valuable comments on the paper.

** *Scandinavian Studies in Law: Environmental Law* (ed. Wahlgren P.) Stockholm Institute for Scandinavian Law (2014), p. 201–240.

¹ *Green Paper, Reform of the Common Fisheries Policy*, EU Commission 22.4 2009, COM (2009)163 final, p. 5 (hereafter Green Paper).

the collapse of cod-populations in the region.² Statistics show that EU waters are currently also subject to non-sustainable fishery.³ Decisions on catch limits and other measures have in fact been based on both short-term economic benefits and the immediate survival of the fishing industry without paying sufficient attention to the status of the fish stocks and other ecological conditions necessary for the continued viability of these resources.

This article presumes that efficient use of fish resources should be ecologically, economically and socially sustainable. This needs to be further explained. “Sustainable development” is, since the 1992 United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), often regarded as an objective including “three pillars” representing ecological, economic and social interests. The three pillars are in principle seen as equal and the three competing interests are balanced in particular situations. However, this understanding of sustainable development is considered to be insufficient by legal scholars such as Staffan Westerlund and Gerd Winter. Both authors see the ecological interest as non-negotiable. According to Winter, the biosphere is the foundation on which the economic and social pillars stand: “Economy and society are the weaker partners, as the biosphere can exist without humans, but humans certainly cannot exist without the biosphere”.⁴ Westerlund argued that it is impossible to compromise with the laws of nature.⁵ He also emphasised the need for a new sustainable legal order that would safeguard the ecological foundation.⁶ He regarded coercive legal instruments as crucial for

² See D.P. Swain and R.K. Mohn, *Forage fish and the factors governing recovery of Atlantic cod (Gadus morhua) on the eastern Scotian Shelf*, in Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2012, 69(6), p. 997–1001, April 2012, p. 997. See also J.A. Hutchings and W. Rangeley, *Correlates of recovery for Canadian Atlantic cod (Gadus morhua)*, in Canadian Journal of Zoology, April 2011, p. 388 ff. and A. Kempf, *Ecosystem approach to fisheries in the European context – history and future challenges*, in Journal of Applied Ichthyology, 26, 2010, p. 102.

³ *Infra*, part 3.1.

⁴ G. Winter, *A fundamental and Two Pillars, The Concept of Sustainable Development 20 Years after the Brundtland Report*. In H.C. Bugge & C. Voigts (eds.), in Sustainable Development in International and National Law, Europe Law Publishing 2008, p. 25 ff, 27.

⁵ S. Westerlund, *Theory for Sustainable Development, Towards or Against*, in Sustainable Development in International and National Law, *see* footnote 4, p. 60 f.

⁶ S. Westerlund, *En hållbar rättsordning, Rättsvetenskapliga paradigmet och tankevändor*, Iustus 1997.

providing for long-term sustainable use of natural resources. We share the standpoints taken by Westerlund and Winter.

This article takes its point of departure from the *interconnection between marine ecology and fishery*, more precisely from the two following presumptions. First, fish species are dependent on water quality; when water is polluted or physically altered, fish habitats and fish species are affected. Second, fishing activities affect not only the specific fish species being caught. This targeted species is connected to other species (of fish, birds, algae, etc.) in the ecosystem, for example as predator or prey in the food web. A significant decline of the population of a certain fish species, e.g. due to overfishing, may threaten the resilience of the marine or marine/terrestrial ecosystem of which the targeted fish is a part. By-catch and the use of high-impact fishing methods such as bottom gears may also damage the ecosystem. Fishery may also affect the ecosystem indirectly if the chemical status of the water is altered, such as with regards to its balance of nutrients.⁷ In short, fish species are part of marine ecosystems and fishery is one among many activities that affect and is affected by this system.⁸ The fact that certain fish species are migratory heightens the need for broader environmental considerations.

Thus, the *ecosystem approach* is crucial for sustainable fishery and therefore also for the analyses in this paper.⁹ According to the FAO guidelines,¹⁰ an ecosystem approach to fisheries “strives to balance diverse so-

⁷ See e.g. Eriksson et al., *Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae*, in *Ecological Applications* 19(8) 2009, p. 1975–1988.

⁸ See e.g. *OSPAR Commission, Quality Status Report 2010*, p. 71 “Fishery pressure continues to have a considerable impact on marine ecosystems.”

⁹ The “Ecosystem Approach” to fisheries has developed over time by the adoption of conventions, agreements and recommendations, primarily in international law. Important documents are the 1992 UN Convention of Biological Diversity (hereafter CBD), the 1982 UN convention on the Law of the Sea (hereafter UNCLOS), the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries from 1995, formalized in 2001, and the 1971 Ramsar Convention (see also part 3.4 which describes how the CFP have been influenced by the Ecosystem Approach developed in international law). General guidelines for the “Ecosystem Approach”, highly relevant for fisheries, have been laid down in several CoP-decisions under CBD (see the Malawi-principles, such as CoP-decisions V/6 (2000), V/7 (2002) and VII/11 (2004)). The approach is broad and includes humans as a part of the ecosystem.

¹⁰ Fisheries management – 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4. Suppl. 2. Rome, 2003 (hereinafter FAO (2003)).

cietal objectives, by taking account of the knowledge and uncertainties about biotic, abiotic and human components of ecosystems and their interactions and applying an integrated approach to fisheries *within* ecologically meaningful boundaries” (authors’ italics).¹¹

To conclude, we find that, in line with the definition provided by the FAO guidelines and the theoretical standpoints by Westerlund and Winter, and with regard to the alarming scientific information on degradation of fish populations, to the crucial role of fish species in the food web, and to the precautionary principle, certain marine ecological limits should be adopted and respected as minimum requirements. These limits should be seen as necessary also for the long-term economic and social interests connected to the fishery industry.

The interconnection between fishery and management of aquatic ecosystems in general has legal implications. The EU Common Fishery Policy (CFP) is based upon the Common Fishery Policy Regulation (CFP regulation).¹² It includes a number of instruments setting the specific preconditions for fishing activities. The Marine Strategy Framework Directive (MSD) is based upon a more holistic approach.¹³ So too is the Water Framework Directive (WFD),¹⁴ which applies to both inland waters and marine coastal waters. These two directives apply to all human activities affecting the marine ecosystem and to different environmental impacts on the marine ecology. The holistic approach is carried out

¹¹ FAO (2003) p. 14. This view is also expressed in CoP 5 decision V/6 on the Ecosystem Approach, where one of the guiding principle states that “ecosystems must be managed *within* the limits of their functioning (authors’ italics). The motive behind the principle is the environmental conditions limit natural productivity, ecosystem structure, functioning and diversity For a more in depth description of the FAO and other ecosystem guidelines for fisheries see S.M. Garcia and K.L. Cochrane, *Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines*, in ICES Journal of Marine Science 62, 2005, in particular p. 312–313 and A. Kempf, *Ecosystem approach to fisheries in the European context – history and future challenges*, J. Appl Ichthyol, 26, 2010, p. 103–104.

¹² Council Regulation (EC) No 2371/2002 of 20 December 2002 on the conservation and sustainable exploitation of fisheries resources under the Common Fisheries Policy (hereafter CFP regulation).

¹³ Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy.

¹⁴ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

through adaptive planning, using “marine strategies” for marine regions (MSD) and “management plans” for water basins (WFD).¹⁵

The purpose of this article is to examine how the MSD and the WFD are legally connected to the CFP regulation.¹⁶ More specifically, the legal research questions are:

1. How is current knowledge on fish fauna and fishing activities included in the MSD and WFD adaptive planning?
2. To what extent are the MSD and WFD hierarchically superior to the CFP? More precisely, how does adaptive planning according to the MSD and WFD impact decisions taken under the CFP regulation concerning restrictions on fisheries.

The legal material and issues related to fishery are extensive and complex and limitations have been necessary. This article addresses fishery in marine areas, not inland waters directly.¹⁷ Furthermore, it analyses the MSD and WFD in relation to the CFP only in situations where commercial fishery is not restricted by specific conservation requirements. The article excludes therefore analyses of, inter alia, the Habitats Directive (e.g. marine protected areas),¹⁸ the Regulation on protection of vulnerable marine ecosystems in the high seas from the adverse impacts of bottom fishing gears¹⁹ and the Regulation establishing measures for the recovery of the stock of European eel.²⁰

The article is structured as follows. Section 2 starts with a description of the general structure of the WFD and MSD, followed by an analysis of how fish species and fishing activities are integrated in the adaptive planning processes set out in the two directives, i.e. aiming at answering the first research question. It also includes some examples from the Swedish

¹⁵ See further *infra*, part 2.1.

¹⁶ Similar cross legal sector approach, see A. Trouwborst and H.M. Dotinga, *Comparing European Instruments for Marine Nature Conservation: The OSPAR Convention, the Bern Convention, the Birds and Habitats Directives and the Added Value of the Marine Strategy Framework Directive*. In *European and Environmental Law Review*, August 2011, p. 129 ff.

¹⁷ Some fish habitats include both marine and inland waters, *infra*, parts 2.2.1 and 2.2.4.

¹⁸ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (hereafter Habitats directive).

¹⁹ Council Regulation (EC) No 734/2008 of 15 July 2008 on the protection of vulnerable marine ecosystems in the high seas from the adverse impacts of bottom fishing gears.

²⁰ Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel.

implementation of the directives. Section 3 provides first a general CFP context; containing a short description of the EU fishery situation and the CFP history, and an examination of the relevant parts of both the 2002 CFP regulation (including the implementation problems in practice) and the proposed 2013 CFP regulation,²¹ with special attention to how the marine ecosystem approach is implemented. This CFP context is necessary in order to discuss the second research question in the last part of section 3; how decisions according to CFP regulations are impacted by adaptive planning in MSD and WFD.²² Concluding remarks are presented in section 4.

2 Water Framework Directive and Marine Strategy Directive – Adaptive Planning of Entire Aquatic Ecosystems

2.1 The Legal Frameworks

2.1.1 *Water Framework Directive*

The WFD was adopted in 2000 and has gradually replaced a number of water related directives, some aiming at water quality protection (water quality standards for fish and shellfish waters, etc.), others at control of emissions from different sources (e.g. discharges of waste water from municipalities and leakage of nitrate from agriculture). The WFD focuses on entire river basins and applies to ground and surface water bodies within them. It includes not only lakes, rivers and transitional waters,²³ but also

²¹ Basic Regulation of the CFP – Final Comprise text (as endorsed by the Coreper meeting of 14 June and submitted for consideration to the PECH meeting of 18 June), hereafter CFP proposal 2013. The first proposal was adopted by the Commission in 2011: proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the Common Fisheries Policy, 2011/0195 (COD), hereinafter CFP proposal 2011. *See further*, *infra* part 3.3.

²² The analysis is to greatest extent limited to the legal text of the CFP basic regulations and the two water directives. To our knowledge, there is at the moment no clarifying case-law relevant for the research questions in this article.

²³ Article 2.6 (definition): “Transitional waters’ are bodies of surface water in the vicinity of river mouths which are partly saline in character as a result of their proximity to coastal waters but which are substantially influenced by freshwater flows.”

sea waters nearest to the coast line.²⁴ It is therefore relevant for parts of commercial marine fishery. Specific Regional Water Authorities are responsible for the planning (management) of river basins within river basin districts,²⁵ geographically identified by each member state.

The WFD introduced a new concept in EU environmental law: *adaptive planning*. This instrument is based upon the general understanding that we manage natural resources under a state of uncertainty.²⁶ We should therefore be able to change policy and also existing legal positions (determined in e.g. licenses and physical plans) if the environment is altered in a way that we did not foresee, if new technology is developed, or simply because our knowledge is improved. Figure 1 describes rudimentarily the adaptive planning of water basins according to the WFD. The Regional Water Authorities adopt six years management plans within their river basin districts. After that follows implementation of the programmes of measures, then monitoring of the implementation and of the water status. Before the next period starts, the Regional Water Authorities shall evaluate the monitored data and consider what changes are needed, such as those due to failure in the implementation (e.g., discharges of nutrients have not decreased as planned in the programme of measures) or new knowledge (e.g., a certain fish population has unexpectedly declined). The recommended changes may lead to altered characterisation of water bodies, new objectives, changes in the levels of the water quality standards and/or other measures for the next programme. Although the basic rules on adaptive planning are found in the Directive, member states' national planning systems differ in part.²⁷

²⁴ Article 2.7 (definition): "Coastal water" means surface water on the landward side of a line, every point of which is at a distance of one nautical mile on the seaward side from the nearest point of the baseline from which the breadth of territorial waters is measured, extending where appropriate up to the outer limit of transitional waters."

²⁵ Article 2.15 (definition) and article 3.1.

²⁶ See e.g. C.S. Holling (ed.). *Adaptive environmental assessment and management*. J Wiley, London 1978, L.H. Gunderson, *Resilience, flexibility and adaptive management: antidotes for spurious certitude?* in Cons Ecol 3:7 and C.J. Walters, *Adaptive management of renewable resources*. McGraw Hill, New York 1986.

²⁷ Y. Uitenboogaart et al. (eds) *Dealing with Complexity and Policy Discretion – A Comparison of the Implementation Process of the European Water Framework Directive in Five Member States*, Den Haag, Sdu Uitgevers 2009. See also M. Ekelund Entson and L. Gipperth, *Mot samma mål, Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten i Skandinavien*, Juridiska institutionens skriftserie 007, Handelshögskolan vid Göteborgs universitet, 2010.

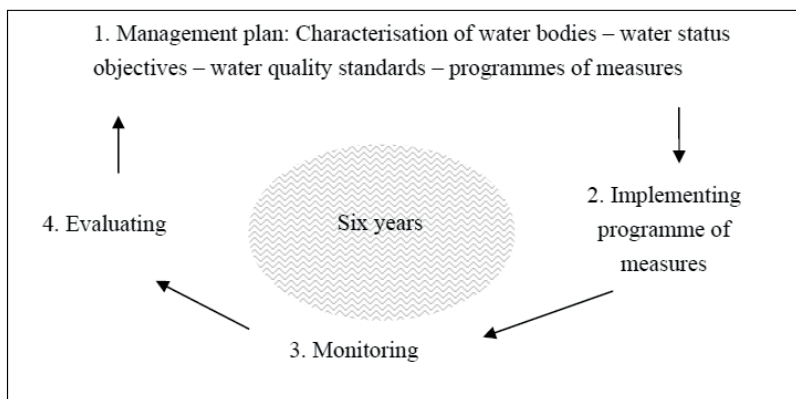


Figure 1: Adaptive planning according to WFD.

In sum, the WFD adopts a holistic approach to water management; first by requiring adaptive planning of entire river basins and secondly by addressing all kinds of activities imposing pressure on the aquatic ecosystem, through pollution or otherwise.

2.1.2 Marine Strategy Directive

One of the main tasks set out in the Sixth Community Environment Action Programme 2002 was to work out a thematic strategy for the protection and conservation of the marine environment.²⁸ The MSD, adopted 2008, became the legal backbone of that strategy.²⁹ The directive recognises that the conservation of marine ecosystems should address “all human activities that have an impact on the marine environment”. Fishery is not excluded.³⁰

The MSD applies to four big marine regions: the Baltic Sea, the North-East Atlantic, the Mediterranean and the Black Sea. These may

²⁸ Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme, article 6 g (hereafter Sixth Community Environment Action Program).

²⁹ Preamble, item 4.

³⁰ Preamble, item 5. See also article 2.2 (Scope). It explicitly excludes (from full application of the directive) only “activities the sole purpose of which is defence or national security”.

be divided into subregions.³¹ The MSD overlaps the WFD in coastal waters,³² but covers commercial fishery to a greater extent as it applies to all marine waters. Regarding coastal waters, the MSD only applies to matters that are not already addressed by the WFD or other community legislation.³³ Since the WFD does not cover e.g. fish species in coastal waters, the MSD could be an important complementary legislation in these waters types.³⁴ However, since the provision also refers to “other community legislation”, the directive would not apply to particular fish or fishery aspects in coastal waters that are already addressed by the CFP.³⁵

The objective of the MSD is to achieve or maintain, at minimum “good environmental status” by the year 2020.³⁶ “Good environmental status” is defined as;

“the environmental status of marine waters where these provide *ecologically diverse* and dynamic oceans and seas which are clean, healthy and *productive within their intrinsic conditions*, and the use of the marine environment is at a level that is sustainable, thus safeguarding the potential for uses and activities by current and future generations” (authors’ italics).³⁷

In line with the definition of an ecosystem approach of fisheries, and our theoretical standpoint, the productivity of the ocean – which obviously includes its ability to produce fish populations for commercial use – is tied to ecological diversity. It is also indicated in the MSD preamble that an “ecosystem-based approach” shall be applied to the management of

³¹ Article 4.

³² This means that the directive overlaps from the baseline out to one nautical mile.

³³ See article 2.1 and 3.1.

³⁴ The MSD moreover covers a broader range of biodiversity components than the WFD and can therefore be seen as a complimentary regulation to WFD in coastal waters also when it comes to other components of the aquatic ecosystems than fish. The MSD e.g. covers sea birds, marine mammals and zooplankton, which are not covered by the WFD.

³⁵ We interpret the formulation “particular aspects... already addressed through other community legislation” to exclude application of the MSD in coastal waters *only* if the matter has actually been regulated, not merely if there is a regulation (CFP) that could regulate the matter. We can thus already here identify a lack of a coherent, logical and systematic regulatory approach, which can be contradictory in achieving an integrated and ecosystem-based management of aquatic ecosystems.

³⁶ Article 1.1-2.

³⁷ Article 3.5, see also preamble, item 3. According to preamble, item 34, the determination of good environmental status may have to be adapted over time.

different human activities.³⁸ It should therefore be assumed that to ensure sustainable production of fish stocks for commercial use,³⁹ for present and coming generations, biodiversity of the entire marine ecosystem, in which fish are an essential part, must be maintained.

Good environmental status shall be achieved and maintained through *marine strategies*, based upon the ecosystem-based approach.⁴⁰ The strategies shall be adopted and implemented by the member states, for the regions concerned, and updated every sixth year.⁴¹ The adaptive planning system in the MSD is based on that in the WFD.

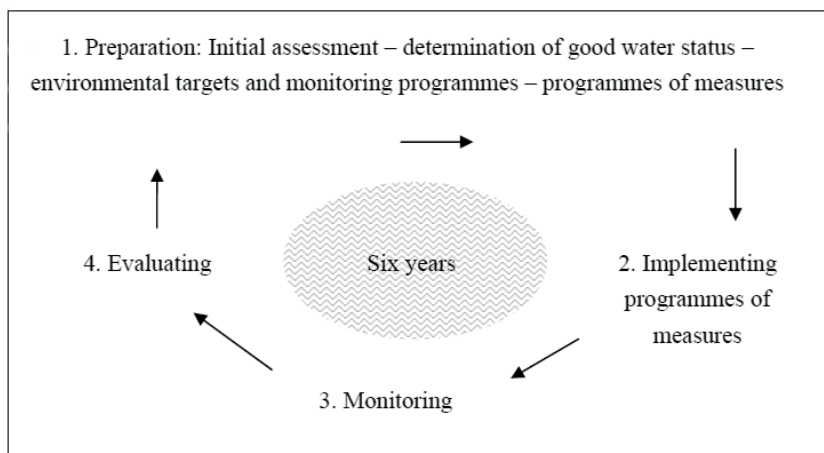


Figure 2: Adaptive planning according to the MSD

2.2 How are Fish Fauna and Fishing Activities Included in the Adaptive Planning Processes?

We now turn to the first research question. As explained in the introduction, fish species are both predators and prey in the food web; they play an important role in the ecosystem. It is therefore of vital interest to address two questions: first, how current knowledge on fish fauna and impacts

³⁸ Preamble, item 8.

³⁹ “Stock” is defined in CFP regulation, article 3(g) as “a living aquatic resource that occurs in a given management area”.

⁴⁰ Article 1.3.

⁴¹ Articles 5 and 17. Member states sharing a region shall cooperate, article 5.2.

of fishing activities are integrated in adaptive planning, and second, how programmes of measures address fishing activities. The planning stages 1 and 2 in the two figures in part 2.1 will now be scrutinized in more detail.

2.2.1 Characterisation of Waters and Determination of Water Status Objectives and Water Quality Standards According to the Water Framework Directive

Characterisation of waters (figure 1, item 1)

After collection of scientific data, single water bodies are characterised according to the current water status, both chemical and ecological (which is an enormous task for a member state like Sweden, with many rivers and lakes and a long sea shoreline).⁴² The *ecological water* status may be characterised as “high”, “good”, “moderate”, “poor” or “bad”.⁴³ The classification of ecological status is far more complicated than for chemical status, including different *quality elements*, of which the biological forms the basis for classification.⁴⁴ Each quality element is determined through one or several *parameters*.

One of the biological quality elements is of particular interest here: “Composition, abundance and age structure of fish fauna”. This quality element applies to *inland* waters, i.e., rivers, lakes and transitional waters but not to coastal sea waters, despite the fact that those waters are within the geographical scope of the WFD.

In Sweden, the requirements in the WFD concerning classification of water status have been implemented in regulations under the Environmental Code (1998:808).⁴⁵ The Swedish legislation uses, as does the directive, fish as a biological quality element in the classification of eco-

⁴² Annex V, 1.4.3. See also the WFD, annex IX and Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy.

⁴³ The *chemical status* for surface water is “good” if it meets certain water quality standards defined in EU-legislation, otherwise “not good”.

⁴⁴ The other two groups of elements are the hydro-morphological and the physico-chemical. See further WFD, annex V.

⁴⁵ State agency regulation *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*, hereafter HVMFS 2013:19 (replaced NFS 2008:1 in July 2013), is based on chapter 4, section 8 *förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön* (governmental regulations, subordinated chapter 5 in the Environmental Code).

logical status of inland waters only.⁴⁶ The Swedish legislation is however much more specific than the WFD.⁴⁷ For fish in rivers, the classification includes criteria relating to e.g. abundance of native salmon and brown trout fish stocks and proportion of reproductive salmon species.⁴⁸ These criteria shall be applied when assessing water status as well as determining environmental quality standards.⁴⁹ However, for coastal waters, the Swedish legislation lacks fish-related elements.

The lack of fish as a biological quality element in coastal waters, in the WFD as well as in the Swedish legislation, gives rise to several concerns.⁵⁰ First, from an ecological point of view, fish are often a natural part of healthy coastal waters and should thus be a criterion for good ecological status. Second, the lack of these elements in coastal waters could potentially affect the possibility of achieving a good ecological status in other water body types. Some fish, such as salmon, eel and sea run brown trout, migrate for long distances over both inland and coastal waters.⁵¹

Water status objectives (figure 1, item 1)

After the characterisation of a water body's current status, water status objectives and target dates for single water bodies are set. The point of departure is the objectives set out in the WFD. One is to "prevent deterioration of the status of all bodies of surface water".⁵² Another is to obtain at least "good" surface water status by 2015, both chemical and ecological.⁵³ However, there are important exemptions that have often been used by the member states, for example the possibility to postpone

⁴⁶ See HVMFS 2013:19. In coastal and transitional waters criteria for assessment of good ecological status relate to benthic fauna, macroalgae and phytoplankton.

⁴⁷ In lakes the classification shall take into account elements concerning e.g. the number of native fish species, diversity of species in the catch and the relative biomass of native species per net. See HVMFS 2013:19, annex 1, number 6.

⁴⁸ HVMFS 2013:19, annex 1, number 7 (classification according to criteria laid down in 7.3).

⁴⁹ HVMFS 2013:19 chapter 1, section 1.

⁵⁰ See also *infra*, part 2.2.4.

⁵¹ As described *infra*, part 2.2.2, such fish species are also considered in MSD when assessing and determining good water status. However, as described above and discussed further below the MSD will not be applicable in coastal waters if the matter is already addressed by other community legislation, such as the CFP.

⁵² Article 4.1(a)(i).

⁵³ Article 4.1(a)(ii).

the deadline for good water status.⁵⁴ Annex V of the WFD also applies to the determination of the water status objectives. The indicators specifying good ecological water status will impact the decision regarding an objective's target date. Again, fish species are used as quality element for the ecological status, but only for inland waters, not coastal waters.

Water quality standards (figure 1, item 1)

Objectives for water status are specified in water quality standards. The WFD includes such standards only for pollutants. Sweden has nevertheless adopted a detailed system of quality standards including quality elements and parameters for good ecological status, such as those fish-related standards mentioned above.⁵⁵ Fish-related standards have been determined for various inland water bodies but not for coastal waters.⁵⁶

2.2.2 Preparation of Marine Strategies According to the Marine Strategy Directive

Concepts

To facilitate the understanding of this part, table 1 gives an overview of most relevant concepts used in the MSD adaptive planning. The concepts, though often complex, are not defined in the directive. Examples, set out in the different annexes, are given for each concept (to the right in the table below).

⁵⁴ Article 4.4. Important is also the possibility to characterise waters as artificial or heavily modified (e.g. rivers exploited for hydro-power extraction), article 4.5.

⁵⁵ HVMFS 2013:19, chapter 3.

⁵⁶ The standards have been recognized in Swedish case law. See e.g. cases 2012-09-13, M 10108-11 and 2013-03-26, M 6369-12. See also the government bill, prop 2009/10:184, p. 41–42 and 2003/04:2, p. 32. The standards for good ecological status are indicative (not binding as such) in connection with licensing of e.g. polluting activities or hydro-power developments, in contrast to so called “limit value norms” (“gränsvärdesnormer”), which apply e.g. to certain hazardous pollutants. These matters are further analysed in G. Michanek and C. Zetterberg, *Den svenska miljörätten*, third edition, Iustus, Uppsala 2012, part 10.3.3 (hereafter Michanek and Zetterberg).

Concepts	Procedure	Provisions	Annex	Example
<i>Characteristics</i>	Assessment of water status/ Determination of good environmental status	Article 8/9	Annex III, table 1	“Information on the structure of fish populations...”
	Establishment of environmental targets	Article 10	Annex IV	“Consistence of the set of targets; absence of conflicts between them”
<i>Pressures and impacts</i>	Assessment of pressures and impacts/ Determination of good environmental status	Article 8/9	Annex III, table 2	“Selective extraction of species ...”
<i>Descriptors</i>	Determination of good environmental status	Article 9	Annex I	“Populations of all commercially exploited fish and shellfish ...”

Table: Important non-defined concepts used in the planning process in MSD.

The term *characteristics* is used in different contexts. Characteristics in relation to the assessment and determination of good environmental status refer to environmental elements,⁵⁷ or features, to be regarded by the member states in these stages of the planning process. It concerns all kinds of environmental features of marine ecosystems (physical and chemical features, habitat types, biological features or any other feature of a marine ecosystem). However, in Annex IV, in the process of setting environmental targets,⁵⁸ the term characteristics is also used to describe administrative features. It should also be noted that except for these char-

⁵⁷ The non-defined concept “element” is used in several different provisions in the directive and can refer to e.g. characteristics, pressures or impacts.

⁵⁸ “Environmental target” is defined in article 3.7.

acteristics listed in the directive, member states shall determine their own set of national characteristics for good environmental status.⁵⁹ This shall be done on the basis of so called *descriptors* listed in Annex I.⁶⁰ The qualitative *descriptors* have in turn been specified in *criteria*⁶¹ and *indicators* by the Commission in a decision from 2010,⁶² described more thoroughly below (see part *Characteristics for good water status*) and illustrated in an annex to this article.

Initial assessments (figure 2, item 1)

In the preparation of the MSD marine strategies, member states shall initially assess the current environmental status of their marine waters and the environmental impact of human activities thereon,⁶³ “taking account of existing data where available” and comprising, inter alia, elements set out in an “indicative list”. *Fish fauna* is among these elements, more precisely the;

“structure of fish populations, including the abundance, distribution and age/size structure of the populations.”⁶⁴

However, as the list is only “indicative” and the data must be “available” the directive does not legally ensure that member states actually include the fish fauna elements in the assessment.

The legal situation is similar as regards the consideration of impacts from *fishing activities* in the initial assessment.⁶⁵ The directive requires an analysis of the “predominant pressures and impacts, including human

⁵⁹ Article 9.1, first paragraph. See definition of “environmental status” in article 3.4 and the definition of “good environmental status” in article 3.5.

⁶⁰ Article 9.1, second paragraph.

⁶¹ “Criteria” is defined in article 3.6.

⁶² Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010/477/EU).

⁶³ Article 8. The assessment includes an economic and social analysis of the use of waters and the cost of degradation of the marine environment.

⁶⁴ Article 8.1(a) and Annex III, Table 1. The criterion builds on the assumption that age and size are good indicators of healthy fish stocks and sustainable fisheries. This has however been criticized, e.g. by T. Brunel and G.J. Piet, *Is age structure a relevant criterion for the health of fish stocks?* in ICES Journal of Marine Science, 70, January 2013, p. 281. The authors show that age and size are dependent on selection pattern and that therefore selection pattern, which can easily be formulated in management objectives, should be used as criteria for good waters status instead.

⁶⁵ Article 8.1(b) and Annex III, Table 2.

activity”, on the environmental water status. This analysis shall cover the qualitative and quantitative mix of the various pressures, as well as discernible trends and the main cumulative and synergetic effects. It shall also take into account “relevant assessments which have been made pursuant to existing Community legislation” (such as the CFP regulation). Different impacts are listed in Annex III and most important for this study is:

“Biological disturbance”, inter alia from “selective extraction of species, including incidental non-target catches (e.g. by commercial ... fishing).”

Commercial fishery is obviously a form of “selective extraction” of species which can lead to biological disturbance. Consequently, the scientific assessments required according to the CFP regulation are also relevant to consider in the initial assessment according to the MSD, not least in cases of overfishing.⁶⁶ However, as the list of elements in Annex III is just “indicative” and not legally binding, member states are not explicitly obliged to consider impacts from fishing activities.

Characteristics for good water status (figure 2, item 1)

By reference to the initial assessment, the member states “shall” determine a set of characteristics for “good water status” on the basis of a list of eleven “qualitative descriptors”.⁶⁷ Each descriptor shall be included in the determination. Several of them are highly relevant to fish species, especially the following (legal text in italics);⁶⁸

- “*Biological diversity is maintained. The ... distribution and abundance of species are in line with prevailing physiographic, geographic and climatic conditions.*”⁶⁹ Overfishing of a fish population can affect biological diversity, not least the distribution and abundance of fish stocks.
- “*Populations of all commercially exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting a population age and size distribution that is indicative of a healthy stock.*”⁷⁰
- “*All elements of the marine food webs, to the extent that they are known, occur at normal abundance and diversity and levels capable of ensuring*

⁶⁶ Infra, part 3.2.2.

⁶⁷ Article 9 (Annex I).

⁶⁸ Annex I, (1), (3), (4) and (6).

⁶⁹ Descriptor 1.

⁷⁰ Descriptor 3.

*the long-term abundance of the species and the retention of their full reproductive capacity.*⁷¹ As explained in the beginning of this article, fisheries can have far reaching consequences on ecosystem health, especially by affecting the balance of different trophic levels in the food web. In extreme cases, such imbalances could even lead to negative effects on the water quality *per se* (e.g. eutrophication).⁷²

- “*Sea-floor integrity is at a level that ensures that the structure and the functions of the ecosystem are safeguarded and benthic ecosystems, in particular, are not adversely affected.*”⁷³ The sea floor is the habitat of several fish species. Certain fishing activities, in particular bottom trawling, have significant adverse effect on the seabed and thus those species living there.

In addition to the eleven equally important mandatory descriptors,⁷⁴ member states shall consider a list of guiding characteristics when determining criteria for good environmental status.⁷⁵ Some of these elements include habitats of different kinds and “information on the structure of fish populations, including the abundance, distribution and age/size structure of the populations”. Member states shall also consider the impacts mentioned above, e.g. biological disturbances as a result of fishery.⁷⁶

In order to coordinate marine strategies within each regional sea, to ensure consistency and to allow progress to be compared between regions, the Commission has, in a 2010 decision, developed a certain methodology.⁷⁷ We have illustrated this in an annex to this article, with a focus on fish and fishery.

The 2010 decision introduced mutual *criteria* for good environmental status, which are binding on the member states. The criteria specify the

⁷¹ Descriptor 4.

⁷² *Supra*, section 1.

⁷³ Descriptor 6.

⁷⁴ According to Borja et al., Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directive, in Marine Pollution Bulletin 60, 2010, p. 2178, there is still little knowledge and no defined method on how the descriptors should be combined to assess good environmental status. The researchers suggest that descriptor 1 (biological diversity) and 4 (ecological functioning), are given higher priority in a weighting between descriptors.

⁷⁵ Article 9.1, second paragraph and Annex III, Table 1.

⁷⁶ Article 9.1, third paragraph and Annex III, Table 2.

⁷⁷ *Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters* (2010/477/EU).

content of the quality descriptors, and are highly relevant for fish populations.⁷⁸ Criteria relating to the descriptor on populations of exploited fish and shellfish are levels or pressure of fisheries, reproductive capacity of the stock, and population size and distribution.⁷⁹ However, criteria relating to the biodiversity descriptor are also relevant for fisheries, since they concern species distribution, size and condition as well as ecosystem structures, and criteria relating to marine food webs and sea-floor integrity.

The 2010 decision also includes *indicators*, with the function to facilitate monitoring of a good environmental status. One example is the indicator “longdistance anadromous and catadromous migrating species” as practical guidance for assessment of the achievement of criteria for the “abundance/distribution of key trophic groups/species” (criteria 4.3) as a part of the descriptor 4, which concerns the balance in the food webs. Fish species such as eel, salmon and sea run brown trout are thus relevant to use as indicators for assessment of good environmental waters status according to the MSD.⁸⁰

An analysis of the wording in the 2010 decision shows that monitoring indicators, unlike criteria, are of *guiding* character, rather than strictly binding. First, article 1 states that “criteria” are to “be used by the Member States to assess the extent to which good environmental status is being achieved”. The same is not expressed as regards the indicators. Annex I, part A, section 8, nevertheless states that “Member States *need to consider* each of the criteria *and related indicators* listed in this Annex in order to identify those which are to be used to determine good environmental status (authors’ italics).” However, member states do not need to justify why proposed indicators are not used, as is required for proposed criteria.⁸¹

In sum, member states shall determine *national characteristics* for good environmental status, a rather complex process. Member states are legally bound by quality *descriptors* (MSD), which are complemented by similarly binding coordinating *criteria* for the descriptors (2010 decision). There are certain additional *MSD characteristics and impacts* for determination of status. These are of merely guiding nature. Additionally, there

⁷⁸ See especially Annex, part B, descriptor 1, 3 and 4.

⁷⁹ Criteria 3.3.

⁸⁰ See *supra*, part 2.2.1, about the Swedish implementation of biological quality elements for rivers relating to salmon and brown trout fish stocks.

⁸¹ This notification requirement is regulated in Article 9.2.

are *indicators* for monitoring good environmental status (2010 decision). There is thus some discretion for member states to determine the specifics of the characterisation and determination of water status.

MSD targets (figure 2, item 1)

Environmental targets are formulated “on the basis of the initial assessment” and defined as;

“a qualitative or quantitative statement on the desired condition of the different components of, and pressures and impacts on, marine waters in respect of each marine region or subregion.”⁸²

Article 10 formulates an obligation for member states to, on the basis of the initial assessment, establish “a comprehensive set of environmental targets and associated indicators for their marine waters”, related to both environmental conditions and pressures and impacts. The targets may include, for example, “structure of fish populations, including the abundance, distribution and age/size structure of the populations” and “biological disturbance” resulting from selective extraction of fish species. However, with regard to the specific content of the targets, member states have considerable discretion. First, the general expression “on the basis of the initial assessment” can hardly be understood as requiring full coherence between the targets and the initial assessment. Second, the function of the targets is to “*guide progress towards* achieving good environmental status in the marine environment” (authors’ italics), which is not a precise obligation.⁸³ Third, member states shall establish the targets, “*taking into account* the *indicative* lists of pressures and impacts set out in Table 2 of Annex III” (authors’ italics), e.g. biological disturbance; “and of characteristics set out in Annex IV”.⁸⁴

The definition of “environmental targets” is rather broad.⁸⁵ The member states may formulate targets in the form of figures, but targets may also be narrative and thus less precise. The formulation of environmental

⁸² Article 1.7.

⁸³ Article 10.

⁸⁴ Annex IV includes e.g. “specification of environmental status to be achieved or maintained and formulation of that status in terms of measurable properties of the elements characterising the marine waters of a Member State within a marine region or subregion”.

⁸⁵ See also Annex IV, including an “indicative” list of characteristics “to be taken into account” for setting environmental targets.

targets to achieve a good environmental status of marine waters is compulsory; however, the content of such targets is to a great extent left to member states to determine.⁸⁶ It is therefore up to the Member States to decide if targets related to fish will be established or not.⁸⁷

In Sweden, qualitative descriptions for good environmental status have been established.⁸⁸ Environmental targets (environmental quality standards with Swedish terminology, hereafter: “targets”) with national indicators have been established as well.⁸⁹ A target for *commercially exploited fish and shell fish* states that all naturally existing fish and shell fish populations affected by fisheries have an age and size structure, as well as a population size, which guarantees its long term sustainability.⁹⁰ A target for *marine food webs* states that the abundance, species composition and size distribution within the fish community shall maintain important functions in the marine food web.⁹¹

The Swedish targets, formulated to achieve good environmental status in the Baltic Sea and the North Sea, are qualitative rather than quantitative. Where information is available, indicators are also formulated as quantitative limit values (maximum, minimum or interval values). However, such quantitative formulations of the indicators are often lacking, in particular when it comes to fish related indicators.

As long as quantitative targets and/or functional quantitative indicators are lacking to a great extent, there is a risk that assessment of the achievement of good environmental status could become problematic.⁹² It should however be remembered that the process of assessment and formulation of targets and indicators are a continuous part of the adap-

⁸⁶ From an integrative perspective, it is also relevant that the Member States shall take into account “relevant existing environmental targets laid down in national, Community or international level” to ensure that the targets are “mutually compatible”, and that, however only to the extent possible, “transboundary impacts and transboundary features are also taken into account” (see article 10.1, para 2).

⁸⁷ Member States shall notify the Commission of the environmental targets within three months of their establishment, according to article 10.2.

⁸⁸ See *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus för Nordsjön och Östersjön* (4 § HVMFS 2012:18, annex 2, part A, with the legal basis in 18 § *havsmiljöförordningen* (2010:1341)).

⁸⁹ 6 § HVMFS 2012:18, annex 3, with the legal basis in 19 § *havsmiljöförordningen*.

⁹⁰ Annex 3, C.3.

⁹¹ Annex 3, C.4.

⁹² See also *supra* at footnote 58 and Michanek and Zetterberg part 10.3.3 for a discussion on the legal status of different kinds of environmental quality standards.

tive planning cycle that aims at increasing knowledge over time. The first round of targets and indicators shall therefore be seen as preliminary, and be adjusted or complemented when knowledge increases over time.

2.2.3 Programmes of Measures According to the Water Framework Directive and the Marine Strategy Directive

Water Framework Directive (figure 1, item 1)

The WFD distinguishes between basic measures (minimum requirements) and supplementary measures. The basic, mandatory measures are “measures required to implement Community legislation *for the protection of water*, including measures required under the legislation specified in Article 10 and in part A of Annex VI” (authors’ italics). Measures under the Habitats Directive are listed here, which may include the protection of fish habitats, etc. The CFP is not listed, which indicates that it is not considered legislation that has a primary objective of protecting water. Measures addressed to fishing activities may instead be considered as “supplementary”, meaning member states shall include those “where necessary”, an expression providing for a considerable degree of discretion.⁹³

We have studied the present Swedish programmes of measures, adopted in 2009, not only for coastal waters, but also for rivers, lakes and transitional waters (inland waters are relevant from the CFP perspective as salmon and some other fish species migrate to and from inland waters). The programmes for the five Swedish water districts include, for some waters, fish species as an objective for protective measures in order to achieve or maintain a certain ecological status in waters. However, while protective measures are addressed to, for example, polluting factories and farms and hydro power installations, no specific measures are addressed to fishing activities in any kind of water body.

Marine Strategy Directive (figure 2, item 1)

Under the MSD, member states “shall, in respect of each marine region or subregion concerned, identify the measures which need to be taken in order to achieve or maintain good environmental status” and integrate the measures into a programme of measures.⁹⁴ Although fishery is not generally excluded as an addressee for measures, the MSD does not fo-

⁹³ Article 11.3.

⁹⁴ Article 13.1-2.

cus particularly on fishing activities. When developing the programme, member states shall take into account measures required under the WFD and certain other specifically mentioned directives related to water discharges and water quality.⁹⁵ The CFP regulation is not included among those. In fact, measures related to fishery “may”, according to the MSD preamble, instead be taken in the context of the CFP regulations;

“based on scientific advice with a view to supporting the achievement of the objectives addressed by this Directive, including the full closure to fisheries of certain areas, to enable the integrity, structure and functioning of ecosystems to be maintained or restored and, where appropriate, in order to safeguard, *inter alia*, spawning, nursery and feeding grounds.”⁹⁶

The subsequent question, then, is whether decision-making according to the CFP regulation will be made in accordance with the objective of the MSD. The formulation “with a view of supporting the achievement of the objectives” leaves room for considerable discretion.⁹⁷

There is a specific complication as regards programmes of measures for coastal waters. The MSD applies in such waters only “in so far as particular aspects of the environmental status of the marine environment are not already addressed through ... other Community legislation”.⁹⁸ The purpose is to avoid unnecessary overlaps. If the EU determines, for example, TACs for coastal waters in accordance with the CFP regulation, programmes of measures according to the MSD for coastal waters may subsequently not include such catch limits. The exclusion of MSD applies only as regards the “particular aspects” determined according to the CFP regulation; a CFP TAC should not hinder a MSD measure concerning e.g. avoiding a particular area or to use a particular fishing method within a certain marine area. However, the CFP regulation is also relevant when member states consider measures addressed to fishery under the MSD in territorial waters (which includes coastal waters); the states may take “non-discriminatory measures” for the conservation and management of fisheries resources as far as 12 nautical miles of its baselines, but if a measure is liable to affect the vessels of another Member State, a

⁹⁵ Article 13.2.

⁹⁶ Preamble, item 39.

⁹⁷ *See infra*, part 3.4.

⁹⁸ Article 3.1(b).

special procedure is necessary where the Commission and, occasionally, the Council have decisive powers.⁹⁹

2.2.4 Conclusions as Regards Water Framework Directive and Marine Strategy Directive

The WFD was not formulated to manage marine fish populations and marine fishing activities effectively in relation to the objectives of the directive, which include entire aquatic ecosystems. The directive does not integrate fish fauna as a *biological quality element* for classification of the ecological status in coastal waters. Neither are fish fauna considered as a biological element when determining objectives for such waters. Likewise, Swedish quality standards related to coastal ecological water status do not include fish fauna.

Fish species are a natural part of coastal aquatic ecosystems and ignoring them as biological factor may affect the ecological quality of this water category and, indirectly, the selection of measures to attain or maintain a good ecological status. However, the deficiency has wider geographical implications, as coastal water is one of several interrelated water bodies in the water basin. The legal deficit can in fact impact the potential to achieve or maintain good ecological status in inland water bodies. This becomes particularly apparent as regards the fish stocks that migrate, or should be able to migrate. One effect may be lack of genetic exchange between different fish stocks. Salmon and sea run brown trout offspring have been a dominant component of water-courses, where migration between different waters has been possible. It is therefore probably necessary that such species are protected also in coastal waters, which are natural parts of the running water ecosystem.¹⁰⁰

A general deficiency in the WFD is that it does not require *programmes of measures* to address fishing activities in any type of water. This is also shown in the Swedish implementation and formulation of programmes of measures; none of them addresses fisheries. Again, the ecosystem consequences are crucial, especially as regards migrating species. Lack of

⁹⁹ Article 9 and article 8.3-6. Compare article 26 in the proposal for new CFP regulation 2013. See also article 12 in the proposal, regulating the protection of marine areas in all waters and thereby affecting fishery.

¹⁰⁰ Moreover, the survival of other species, such as mussels, that spread their larvae with migrating fish, such as salmon or brown trout, could be negatively affected when migration within, at least, the non-coastal parts of the water course are lacking.

measures for fishing activities in coastal waters may affect the ecological status in inland waters and vice versa.

In principle, the MSD applies to fish and fishery in all marine waters within EU. However, although the MSD is far more specific than the WFD as regards integrating both knowledge of fish fauna and impacts from fishing activities in the different stages of the preparation of marine strategies (see figure 2 and part 2.2.2), member states may choose to disregard this knowledge, as the MSD allows significant discretion for the member states.

As regards fish and fishery in coastal waters, the MSD is not a full substitute to the WFD. First, the MSD does not apply here in so far as “particular aspects” of fish or fishery are already addressed in a CFP regulation and as the WFD not at all includes fish and fishery in coastal waters, a prior holistic approach to water management is counteracted.¹⁰¹ Second, the relatively wide discretion for member states according to the MSD (in relation to the WFD) may provide for variations as regards how fish and fishery aspects are addressed in coastal waters. Third, the MSD is administered separately from the WFD. One cannot take it for granted that the organisation appointed to administer MSD in a member state is as efficient as if the WFD Regional Water Boards administration were empowered to include fish and fishery aspects. Two administrations also necessitate a coordinated planning so that ecological connections between coastal waters and inland waters are not ignored, for example with regard to migrating fish species.

3 Common Fishery Policy Regulation – Fishery Management in EU Waters

As of this writing, CFP is in a state of flux. A new regulation is planned to be adopted in the fall of 2013 and to enter into force 1 January 2014. The 2002 regulation and its implementation deficits are also discussed in this section, which is useful for understanding the new regulation. We start with a short environmental and legal, historical background.

¹⁰¹ Article 3.1(b). *See further* *infra* part 3.4. *See also* *supra*, part 2.2.3, footnote 99, articles 9 and 8.3–6 can constitute obstacles for a member states that wishes to impose conservation measures within 12 nautical miles, if vessels of other member states are affected.

3.1 Background

“I believe, then, that the cod fishery, the herring fishery, the pilchard fishery, the mackerel fishery, and probably all the great sea fisheries, are inexhaustible; that is to say, that nothing we do seriously affects the number of the fish. And any attempt to regulate these fisheries seems consequently, from the nature of the case, to be useless.”¹⁰²

Thomas Huxley, a respected British scientist in biology and a disciple of Charles Darwin, would surely not have made this unfortunate statement in 1883 if he had realized how often he would be quoted later on at conferences and in articles addressing the issue of non-sustainable fishery. He should also have been more careful in his research as overfishing in some marine areas was occurring already in 1883.

One may joke about Huxley’s misconception, but the fact is that despite continuously improved scientific knowledge about the degradation of commercial fish stocks, we have for too long acted as if Huxley was right. On the whole, despite some recent improvements, overfishing of commercial fish species is on-going in most of the world’s marine waters,¹⁰³ including within the EU. According to a Commission communication in 2012, for the period 2003–2012, scientific results indicated that on average only 35 % of the fish stocks in North-East Atlantic and adjacent waters were inside safe biological limits¹⁰⁴ and that, for the period 2005–2012, on average 79 % of the stocks were overfished.¹⁰⁵ Fish catches within EU waters have declined in recent years. This is due to overfishing and in turn to overcapacity of the fishery fleet. Although the

¹⁰² Thomas Huxley, *Inaugural address*, Fisheries Exhibition, London 1883.

¹⁰³ See further *The State of World Fisheries and Aquaculture*, FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2010, Part I (World Review of Fisheries and Aquaculture). According to the home page of FAO Fisheries and Aquaculture Department, “the state of wild marine resources raises concern as, since 1990, about a quarter are more or less seriously overfished”, www.fao.org/fishery/topic/2681/en.

¹⁰⁴ 29% (2003), 26% (2004), 35% (2005), 30% (2006), 32% (2007), 32% (2008), 31% (2009), 41% (2010), 44% (2011), 56% (2012), European Commission, *Communication from the Commission to the Council concerning a consultation on Fishing Opportunities for 2013*, 7.6.2012, COM(2012) 278 final.

¹⁰⁵ 94% (2005) 91% (2006), 94% (2007), 88% (2008), 86% (2009), 72% (2010), 63% (2011), 47% (2012), European Commission, *Communication from the Commission to the Council concerning a consultation on Fishing Opportunities for 2013*, 7.6.2012, COM(2012) 278 final.

size of the fleet has been reduced on average by 2 % yearly since 2002, the cutback is “broadly offset by technological progress in fishing efficiency (estimated at 2 to 3 % a year)”.¹⁰⁶

The legal history of CFP began in 1957, in the Treaty of Rome,¹⁰⁷ although agriculture was at that time regarded as far more politically and economically important than fishery among the six Community member states.¹⁰⁸ The inclusion of further member states, some with highly important fishing industries (e.g. Spain and Portugal), lead to increasing exploitation of fish resources in EU waters and subsequently to a growing awareness of non-sustainable fishing activities.¹⁰⁹ Today, the TFEU imposes a duty for the EU to “define and implement a common ... fisheries policy”.¹¹⁰ The EU has exclusive competence in the field of “conservation of marine biological resources under the common fisheries policy”. This means, generally, that only EU institutions may legislate and adopt legally binding acts in this field.¹¹¹

The first CFP regulation was adopted in 1983¹¹² and has been reviewed every tenth year thereafter.¹¹³ The awareness of overfishing has increased over time. It was highlighted in a Green Paper before the adoption of the 2002 regulation, where the Commission stated that many stocks were outside safe biological limits.¹¹⁴ The Sixth Community Environment Action Programme, adopted 2002, indicated the need for “greater in-

¹⁰⁶ Green Paper, p. 7.

¹⁰⁷ Treaty Establishing the European Community (EEC), article 38. The development of CFP is outlined in R. Churchill and D. Owen, *The EC Common Fisheries Policy*, Oxford University Press, 2010 (hereafter Churchill and Owen), p. 3–28.

¹⁰⁸ Ibid, p. 4.

¹⁰⁹ Churchill and Owen, p. 3 ff.

¹¹⁰ Treaty of the Functioning of the European Union (TFEU), article 38.1.

¹¹¹ TFEU, article 3(d). Member States are empowered to decide upon these matters only “if so empowered by the Union or for the implementation of Union acts”, TFEU, article 2.1. As regards other fishery issues, the competence is shared between the EU and its member states, TFEU, article 4.2(d).

¹¹² Council Regulation (EEC) No 170/83 of 25 January 1983 establishing a Community system for the conservation and management of fishery resources.

¹¹³ *Council Regulation (EC) No 2371/2002 of 20 December 2002 on the conservation and sustainable exploitation of fisheries resources under the Common Fisheries Policy.*

¹¹⁴ Green Paper on the Future of the Common Fisheries policy, COM(2001) 135, 20.3.2001, part 1.

tegration of the environmental considerations in the Common Fisheries Policy, taking the opportunity of its review in 2002”.¹¹⁵

However, the 2002 regulation has not been sufficient to solve the problem of non-sustainable fishery in EU waters and its conservation inefficiency was strongly criticised in a 2009 Green Paper. This time, the Commission called for “a whole-scale and fundamental reform” dealing with the “core reasons behind the vicious circle in which Europe’s fisheries have been trapped in recent decades”.¹¹⁶ The need for integration between fisheries and marine water management was clearly emphasised.¹¹⁷ In 2011, the Commission adopted a proposal for a new CFP regulation.¹¹⁸

The following parts of section 3 highlight the question of how the 2002 CFP regulation and the proposed 2013 regulation tackle impacts from fishing activities on marine ecosystems. However, this question has a wider legal background. First, the integration principle in article 11 TFEU applies: “Environmental protection requirements must be integrated into the definition and the implementation of the Union’s policies and activities, in particular with a view to promoting sustainable development”. A principle of good governance concerning the consistency of CFP “... with other Community policies, in particular with environmental ... policies” is moreover articulated in article 2.2(d) of the CFP regulation. Secondly, the CFP regulation is related to international law. UNCLOS includes requirements on fishery to conserve marine living resources. The scope of these provisions goes beyond a single species approach. The parties shall “maintain or restore populations of harvested species at levels which can produce the maximum sustainable yield, as qualified by relevant *environmental* and economic factors” (authors’ italics). Furthermore, coastal states “shall take into consideration the effects on species *associated with* or *dependent upon* harvested species with a view to maintaining or restoring populations of such associated or dependent species above levels at which their reproduction may become seriously

¹¹⁵ Sixth Community Environment Action Programme, article 6.2(g).

¹¹⁶ Green Paper, p. 5.

¹¹⁷ See *infra*, part 3.3.1.

¹¹⁸ *Supra*, section 1, footnote 21. At the time of writing the latest amended proposal was adopted in June 2013. See further, *infra* part 3.3.

threatened” (authors’ italics).¹¹⁹ The CBD also requires integration of biodiversity aspects in different sectors, although in very vague terms.¹²⁰

3.2 CFP Regulation 2002

3.2.1 *Objectives and Measures*

The overall objective in article 2.1 of the 2002 CFP regulation is to “ensure exploitation of living aquatic resources that provides sustainable economic, environmental and social conditions”. In view of the preamble, article 2.1 seems to reflect a “three pillar concept” where sustainable development means “taking account of the environmental, economic and social aspects in a balanced manner”.¹²¹ However, according to the definition in article 3(e) of the words “sustainable exploitation” in article 2.1, the exploitation is “sustainable” only if the;

“future stock will not be prejudiced and that it does not have a negative impact on the marine eco-systems.”

Apparently, the definition includes only *environmental* criteria. As the definition concerns the wider term “sustainable” (and not just environmentally sustainable), no prejudice to the fish stock and – which is of particular interest with respect to the topic of this article – no “negative impact on the marine eco-systems” should be seen as two minimum requirements, *superior* to the economic and social interests mentioned in article 2.1.¹²² This interpretation is not incoherent with article 2.1, as balancing of the three interests still is possible in situations where the two minimum requirements are met. However, this is not how the regulation has been applied in practice.¹²³

It is of particular interest here that, for the purpose of sustainable exploitation, article 2.1 stipulates, first, the application of a “precautionary approach” in taking protective measures to, inter alia, “minimise the im-

¹¹⁹ UNCLOS, articles 61.3–4 (economic zone) and 119.1 (high seas).

¹²⁰ CBD, article 6. Integration is required in accordance with the parties “particular conditions and capabilities” and “as far as possible and as appropriate”. The CFP international law context as regards environmental integration into fishery management, e.g. Fish Stocks Agreement, is further analysed in Churchill and Owen, p. 122 ff.

¹²¹ Preamble, item 4.

¹²² Compare discussion *supra*, section 1.

¹²³ *Infra*, part 3.2.2.

pact of fishing activities on marine eco-systems” and, second, “a progressive implementation of an eco-system-based approach to fisheries management”.¹²⁴ To achieve the objective in article 2.1, the CFP regulation includes certain “measures”, which are concretised in decisions by the Council. The measures are of three kinds: “fishing effort limitations” (e.g. size of the fishing fleet, engine power and catching times), “catch limits” and “technical measures” (how and where to fish: gear restrictions, minimum fish sizes, fishing zones etc.).¹²⁵

Catch limits, in terms of *Total Allowable Catch (TAC)* and *quotas* are probably the most essential tools for implementing the CFP objectives.¹²⁶ TACs are set for the commercially most important stocks and defined as “the quantity that can be taken and landed from each stock, normally during one year”.¹²⁷ Member states obtain shares – national quotas (%) – of the total TAC. This quota is in turn the basis for allocation of fishing quotas to individual fishing fleets.¹²⁸ TACs were previously adopted without strategic considerations.¹²⁹ Acknowledging scarcity and ecological complexity, TACs are now often linked to long term *recovery plans* and *management plans*, adopted by the Council. Recovery plans are used for stocks which are outside safe biological limits and seek to reach these limits again.¹³⁰ Management plans aim to maintain stocks within safe

¹²⁴ Article 2.1, second paragraph. See also article 2.2, the CFP shall “be guided by” certain principles, e.g. “consistence ... in particular ... with environmental ... policies”.

¹²⁵ Article 4.2(d–g).

¹²⁶ T. Markus, *Making Environmental Principles Work under the Common Fisheries Policy*, in *European Energy and Environmental Law Review*, Volume 19 (2010), Issue 3, p. 134 (hereafter Markus).

¹²⁷ Council regulation (EC) No 40/2008 of 16 January 2008 fixing for 2008 the fishing opportunities and associated conditions for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Community waters and, for Community vessels, in waters where catch limitations are required, article 3(a). The corresponding term in CFP regulation, article 4 is “limiting catches”. Article 3(m) defines “catch limit” as “a quantitative limit on landings of a stock or group of stocks over a given period unless otherwise provided for in Community law.

¹²⁸ Article 20. The allocation to member states is determined in accordance with a principle of “relative stability”, article 20.1, basically based upon states historical catches, see further preamble, item 16–18 and Churchill and Owen, pp. 149 ff.

¹²⁹ Churchill and Owen, p. 134 ff.

¹³⁰ Article 5.

biological limits. Both plans include “conservation reference points” such as targets.¹³¹ They may also include different kinds of measures.

The required measures are not solely aimed at protecting single fish species. As previously mentioned, the function of TACs, recovery plans, management plans etc. is to implement the objective of article 2.1, which includes the precautionary approach (aiming to minimise impacts on ecosystems) and the ecosystem approach. Several additional provisions are also of interest. The Council’s decisions on concrete measures, e.g. TAC, are based on non-binding reports from RAC, STEFC and ICES,¹³² which include scientific and other advice. These “may” encompass “the environmental impact” of fishing activities.¹³³ Furthermore recovery plans “shall”, among other things, “ensure ... that the impact of fishing activities on marine eco-systems is kept at sustainable levels”.¹³⁴ However, this obligation to protect the ecosystem is not very precise and is part of an article that foremost focuses on requirements to recover single fish stocks. As the prime objective of recovery plans is to “ensure the recovery of stocks to within safe biological limits”,¹³⁵ there is a risk that impacts on the ecosystem are not given attention.

Furthermore, both recovery and management plans shall include conservation reference points such as “targets”, against which the recovery and maintenance of the stocks to within safe biological limits shall be assessed. These targets “shall” be expressed in terms of population size and some other criteria related to the fish stock. However, with regard to targets “relating to other living aquatic resources and the maintenance

¹³¹ Article 6. There is a variety of recovery and management plans, *see further* Churchill and Owen, p. 135.

¹³² Regional Advisory Councils (RACs) are regional stakeholder fisheries organisations established by the CFP reform of 2002, with the purpose of providing recommendations to the Commission and member states on fisheries management issues. *See* articles 7, 31 and 32 of the CFP regulation. *See also Council Decision of 19 July 2004 establishing Regional Advisory Councils under the Common Fisheries Policy (2004/585/EC) and Council Decision of 11 June 2007 amending Decision 2004/585/EC establishing Regional Advisory Councils under the Common Fisheries Policy.* The Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STEFC), established according to article 33 of the CFP regulation, shall be consulted at regular intervals and the Commission shall take into account the advice of committee. In practice, advice from the International Council for Exploration of the Sea (ICES) has significant impact on decision-making.

¹³³ Article 4.

¹³⁴ Article 5.3.

¹³⁵ Article 5.

or improvement of the conservation status of marine eco-systems”, the regulation is allowing but not requiring: the plans “may” include such targets.

To conclude, there are several provisions besides the objective in article 2.1 that includes references to the ecosystem approach or the wider environmental context, but not in terms of clear legal obligations.

3.2.2 Implementation Deficits in Practice

The decision-making process related to the CFP regulation is crucial for assessing whether single stocks are maintained at sustainable levels, as well as whether the ecosystem approach is realized. On a proposal from the Commission, the Council “shall adopt measures on fixing prices, levies, aid and quantitative limitations and on the fixing and allocation of fishing opportunities”.¹³⁶ This includes, inter alia, the determination of TACs for a certain area and period of time. TACs are stipulated in specific regulations. These are decided upon by the Council alone (not together with the Parliament).¹³⁷ The Council “shall” take into account scientific and other advice submitted by different organisations, such as STECF and RAC,¹³⁸ including not only the state of single stocks but also the “environmental impact” of fishing activities.¹³⁹ Although the wording “taking into account” provides for certain discretion, ignoring scientific information showing severe degradation of fish stocks, is not, in our opinion, permissible, in light of the fact that the *minimum* sustainability requirements are “no prejudice to fish stocks” and “no impact on the marine ecosystem”, and that the Council is bound to apply the precautionary principle.

¹³⁶ TFEU, article 43.3.

¹³⁷ Since the adoption of the Lisbon Treaty in 2009, the Parliament and the Council have shared legislative powers regarding all decisions under the Common Fisheries Policy, except those listed in article 43.2 of the *Treaty of Lisbon amending the Treaty on European Union and the Treaty establishing the European Community*, OJ 2007 No. C306, Exceptions from shared legislative powers concern “fixing prices, levies, aid and quantitative limitations and on the fixing and allocation of fishing opportunities” (TFEU article 43.3.). The meaning of the exceptions “quantitative limitations” and “fixing and allocation of fishing opportunity” has been specified in the basic regulation of the CFP. In short, the exemptions include two important quantitative measures TACs and TAEs (i.e. catch and effort limits) described supra, part 3.2.1.

¹³⁸ Articles 4(2), 31 and 33.

¹³⁹ Article 4(2).

Still, statistics reveal that the Council's decisions on TACs deviate significantly from the submitted scientific advice. These statistics concern single fish species, but presumably are indirectly relevant to the status of entire marine ecosystems. The Commission reported in 2012 that, during the period 2003–2012, the Council's decisions on TACs for fishing in North-East Atlantic and adjacent waters exceeded the scientific recommendation by an average of 41 %.¹⁴⁰ Another study, examining the scientific recommendations and Council's decision on TACs for 11 species in nine different management zones across EU waters¹⁴¹ between 1987 and 2011, show that the politically determined TACs on average were set 33 % higher than the scientifically recommended levels.¹⁴² The authors moreover show that these high levels dramatically increase the risk that the fish stocks will collapse within 40 years.

The political context is highly relevant. The Council consists of fishery ministries appointed by the member states' governments, several of whom are under strong pressure from state fishery industries. It seems therefore that short term political interests supersede the legal sustainability objectives, here reflected and specified in scientific information.¹⁴³

An additional difficulty in achieving sustainability objectives is that the Council's decisions are not legally challenged in practice. The Commission and the member states are probably too much involved in the decisions to question the Council's standpoint in the CJEU, while the right of access to the CJEU for individuals and environmental organisations is legally very restrictive and in practice not an option.¹⁴⁴

¹⁴⁰ 46 % (2003), 49 % (2004), 59 % (2005), 47 % (2006), 45 % (2007), 51 % (2008), 48 % (2009), 34 % (2010), 23 % (2011) and 11 % (2012), European Commission, *Communication from the Commission to the Council concerning a consultation on Fishing Opportunities for 2013*, 7.6.2012, COM(2012) 278 final, p. 12.

¹⁴¹ The study included several different waters, such as subareas in the Baltic Sea, Skagerrak and Kattegat, the North Sea, subareas of the North-East Arctic, Icelandic division Va, Clyde and Rockall, West of the British Isles and English Channel, the Irish Sea, Spain, Portugal and the Bay of Biscay.

¹⁴² TACs exceeded the recommended levels in 68 % of the decisions. See Bethan et al. *Fisheries Management*, in *Marine Pollution Bulletin* 62(12), p. 2644–45, December 2011.

¹⁴³ Markus instead argues that “it is likely that the Council practice is compatible with article 2 given the vague formulation of article 2 and that the provision is entitled “objective”. Markus, p. 136.

¹⁴⁴ See further Markus, p. 138 f.

Finally, the CFP “Control and Enforcement System”¹⁴⁵ is generally regarded as ineffective in practice and as one of the key reasons for failures of the present CFP.¹⁴⁶ Member states are primarily responsible for supervision and control of legally decided TACs and other measures. The Commission supervises the member states’ control and may also make their own inspections.¹⁴⁷

3.3 CFP Regulation 2013

3.3.1 Background

In the CFP proposal 2011,¹⁴⁸ the Commission identified several “main problems” of the 2002 CFP, e.g.:

- Lack of focus in the objectives on environmental, economic and social sustainability.
- Unacceptably high levels of discards.
- Fleet overcapacity (which is the fundamental problem of the CFP),¹⁴⁹ overfishing, total allowable catches (TACs) that are set too high and low compliance. These factors have resulted in a large majority of Union stocks being overexploited.
- Insufficient integration of environmental concerns into the policy.¹⁵⁰

¹⁴⁵ CFP regulation, chapter V. See also the supplementary Council Regulation (EC) No 1224/2009 of 20 November 2009 establishing a Community control system for ensuring compliance with the rules of the common fisheries policy.

¹⁴⁶ Green Paper, p. 8. See also M. Salomon and K. Holm-Müller, *Towards a sustainable fisheries policy in Europe*, in *Fish and Fisheries 2012*, “onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/faf.12009/pdf”, p. 4 (hereafter Salomon and Holm-Müller), p. 7.

¹⁴⁷ See further Salomon and Holm-Müller, p. 7. The European Fisheries Control Agency was established in 2005 with the aim of pooling national and Union control and inspection resources. Inadequately working economic sanctions lead to the introduction of a new regulation in 2008, too early to evaluate, *ibid.*, p. 7 f.

¹⁴⁸ After negotiations between the Parliament and the Council several amendments have been made. These amendments, where relevant for the analysis in this paper, will be pointed out. At the time of writing the latest consolidated text was adopted in June 2013 (see *supra* footnote 99). Before entering into force formal adoption of Coreper and the Parliament plenary is necessary.

¹⁴⁹ Green Paper, p. 8. Economic incentives have basically failed to reduce the fleet capacity, Salomon and Holm-Müller, p. 8 f.

¹⁵⁰ CFP proposal 2011, p. 1(f).

The proposal includes several important changes and also innovations, including transferable fishery concessions, a discard ban,¹⁵¹ reduction of the fleet capacity, cessation of economic aid and regionalisation of decisionmaking. None of these are analysed here.¹⁵²

The following part discusses the objectives and measures in the proposal, with special attention to the ecosystem approach. The official political message in the CFP reform is in this respect quite clear. To quote the Commission's Green Paper:¹⁵³ "The fisheries sector can no longer be seen in isolation from its broader maritime environment and from other policies dealing with marine activities. Fisheries are heavily dependent on access to maritime space and to healthy marine ecosystems." This broader environmental approach is reflected also in the preamble to the Commission's CFP proposal 2013.¹⁵⁴

3.3.2 Objectives and Measures

A "general objective" in the proposed CFP regulation is to "ensure that fishing and aquaculture activities are *environmentally sustainable in the long-term* and are managed in a way that is consistent with the objectives of achieving economic, social and employment benefits, and of contributing to the availability of food supplies" (authors' italics).¹⁵⁵ There is thus no clear priority between the achievement of long-term environmental sustainability and economic and social interests, although obvious risks for conflicts. Strikingly, the CFP proposal revokes the definition in article 3 of the CFP regulation 2002, which names certain environmental criteria as minimum sustainability requirements.¹⁵⁶ One of those – "no prejudice to future fish stocks" – is not a necessary legal precondition.

¹⁵¹ Although this measure is out of the scope of the analysis in this article it is worth mentioning that after amendments in the CFP proposal 2011, a *discard reduction* is a more appropriate term. Several amendments have been made to article 15 (see also the preamble, item 9, which has been amended from stating that unwanted catches should be "minimized and progressively eliminated" to "avoided and reduced as far as possible").

¹⁵² See instead Salomon and Holm-Müller, p. 4. See also T. Markus and M. Salomon, *The Law and Policy Behind the Upcoming Reform of the Common Fisheries Policies*, in *Journal for European Environmental & Planning Law*, 9(3-4) 2012 p. 257–284.

¹⁵³ Green Paper, p. 5.

¹⁵⁴ CFP proposal 2013, items 9, 17, 17(a), 18, 25, 25(a) and 34, further described *infra*, part 3.4.

¹⁵⁵ CFP proposal 2013, article 2.1.

¹⁵⁶ *Supra*, part 3.2.1. This deficiency has not been amended in the later adopted texts.

tion in the proposal. The other minimum criterion in the 2002 regulation – “not have a negative impact on the marine eco-systems” – is also excluded in the 2013 CFP proposal.¹⁵⁷ The removal of the definition is partly compensated by the latest amendment of the definition of the ecosystem approach, which is defined as an approach to manage fisheries “*within ecologically meaningful boundaries*” (authors’ italics), but as will be explained in the following, the ecosystem approach is not the same a minimum requirement.

The “ecosystem based approach to fisheries”, “shall” be implemented “to ensure that negative impacts of fishing activities on the marine ecosystem are minimised” and “endeavour to ensure that aquaculture and fisheries activities avoid the degradation of the marine environment”.¹⁵⁸ Compared to the CFP proposal 2011, as well as the current CFP regulation, this is a more far-reaching objective, although not entirely unambiguous.¹⁵⁹ The CFP proposal 2013, states that the ecosystem approach should ensure that impacts are “minimised”. This is a sharper word than “limited” (CFP proposal 2011), although the objective is not explicitly to avoid negative impacts on ecosystems. As regards the latter part of the amendments, “... shall *endeavour* to ensure... (authors’ italics)”, the wordings give quite a lot of room of discretion. Moreover, the definition of ecosystem based approach in the CFP proposal 2013 is of interest;

“an integrated approach to managing fisheries within ecologically meaningful boundaries which seeks to manage the use of natural resources, taking account of fishing and other human activities, while preserving both the biological wealth and the biological processes necessary to safeguard the composition, structure and functioning of the habitats of the ecosystem affected, by taking into account the knowledge and uncertainties about biotic, abiotic and human components of ecosystems”.¹⁶⁰

The definition proposed 2013 marks more clearly than the definition in CFP proposal 2011 that limits to fisheries are set by ecological prerequisites. The 2013 definition is also in line with the definition given by

¹⁵⁷ The ecosystem approach, described below, shall however be implemented to minimize negative impacts on marine ecosystem from fisheries (see CFP proposal 2013, article 2.3).

¹⁵⁸ CFP proposal 2013, article 2.3.

¹⁵⁹ CFP proposal 2011, article 2.3.

¹⁶⁰ CFP proposal 2013, article 5. “Taking account to” is weaker than “ensuring benefits” as formulated in the definition in CFP proposal 2011.

the FAO, and as there is no definition in the current CFP regulation, the proposal is an improvement.¹⁶¹

In sum, the meaning of “ecosystem approach” in the new fisheries regulation is a step forward in comparison to the current situation with no definition at all, as well as compared to the CFP proposal 2011. However, there is still some ambiguity concerning the obligation to implement the approach, in particular following from the wording “endeavour to ensure”. The CFP proposal 2013 does therefore not *ensure* the safeguarding of the health of marine ecosystems.

On a more concrete level, the proposed reform introduces the general objective to restore and maintain populations of harvested species above levels that, by 2015, can produce *Maximum Sustainable Yield* (MSY).¹⁶² This objective stems from a commitment made by the EU at the 2002 World Summit.¹⁶³ It means basically that we shall fish at levels that do not endanger the reproduction of stocks and that provide high long-term yields.¹⁶⁴ Through the amendments after the CFP proposal in 2011, there is now a target to rebuild fish stocks *above biomass levels* capable of producing MSY, but only “where possible” in 2015 (at latest 2020 for all species).¹⁶⁵ However, the statement in the preamble, at item 5, should narrow the discretion in interpreting the exception to reach the target later than 2015. It is stated that “achieving those exploitation rates by a later date *should be allowed only* if achieving them by 2015 would *seriously jeopardise* the social and economic sustainability of the fishing fleets involved (authors’ italics).”¹⁶⁶

¹⁶¹ See FAO definition, *supra* section 1. It is however not clear how the word “meaningful” is to be defined.

¹⁶² CFP proposal 2011, article 2.2. MSY was introduced in UNCLOS already in 1982.

¹⁶³ Report of the World Summit on Sustainable Development, Chapter 1, Resolution 2, Plan of Implementation, paragraph 31(a). See also Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Implementing sustainability in EU fisheries through maximum sustainable yield COM(2006) 360, 4.7.2006.

¹⁶⁴ MSY as a basic requirement is also included in UNCLOS, part V, article 61.3 (exclusive economic zone) and part XI, article 119 (high seas), but includes the formulation “as qualified by relevant environmental and economic factors”, which could be interpreted so that ecological sustainability is set aside.

¹⁶⁵ CFP proposal 2013, article 2.2. It is however not explicitly expressed that the fisheries mortality must be set *below* the fisheries mortality rate reaching MSY.

¹⁶⁶ CFP proposal 2013, preamble, item 5.

For overexploited fish stocks, introduction of MSY would mean very far-reaching restrictions initially, but as stocks hopefully improve,¹⁶⁷ increased fishing possibilities at lower cost and with a higher unit value. It is indeed a radical shift from how the CFP regulation is applied today – maintaining a minimum population level in order to prevent collapse of the current fish stock – to MSY, where long time sustainability is the target. However, MSY has been strongly criticized for disregarding important factors, such as fish size and age, complexity of stock biology, species interaction and variability and trends in ecosystem capacity.¹⁶⁸ Obviously, the possibility to postpone reaching the objective until 2020 is a drawback as well.

One of the proposed measures is *multi-annual* plans, which are replacing today's recovery and management plans. Multi-annual plans have in practice already been used for a number of important fish stocks. In the CFP proposal 2013, multi-annual plans shall legally be established as a priority.¹⁶⁹ However, no explicit time frames are set out. The plans *shall* be based on “scientific, technical and economic advice” and contain “conservation measures” to both restore and maintain fish stocks above levels producing MSY “*in accordance with Article 2(2)*” (authors' italics).¹⁷⁰ The plans shall provide for measures based upon the precautionary principle when targets relating to MSY “cannot be determined owing to insufficient data”, “ensuring at least a comparable degree of conservation of the relevant stocks”.¹⁷¹

To what extent do multi-annual plans implement the multi-species and ecosystem approaches? Multi-annual plans shall cover either (a) single species or (b) “in the case of *mixed fisheries*”¹⁷² or where the *dynamics of stocks relate to one another*, fisheries exploiting *several stocks* in a relevant geographical area, taking into account knowledge about the *interactions*

¹⁶⁷ This depends on different factors, e.g. the water quality and the status of other species in the food web.

¹⁶⁸ Salomon and Holm-Müller, p. 4. The authors discuss different critical standpoints regarding MSY and also alternative MSY concepts, including safety buffers.

¹⁶⁹ CFP proposal 2013, article 9.1.

¹⁷⁰ CFP proposal 2013, article 9.1.

¹⁷¹ CFP proposal 2013, article 9.2.

¹⁷² Mixed fisheries is defined as fisheries “in which more than one species is present and is likely to be caught together with other species in the same fishing operation”, CFP proposal 2013, article 5.

between fish stocks, fisheries and *marine ecosystems*" (authors' italics).¹⁷³ Thus, to our understanding of the wording, the plans *shall* take into account knowledge on ecosystem interactions when several species are exploited, intentionally or unintentionally, by fisheries.¹⁷⁴ This is however not the case when it comes to fisheries exploiting *single* species, although fisheries exploiting only one species may have negative effects in practice on other species and the marine ecosystems (e.g. through the food web).¹⁷⁵

The ecosystem approach is, rather vaguely and not systematically, implemented in parts of the provisions on multi-annual plans. Article 9.5, for example, recognises the potential problem of reaching MSY for several stocks at the same time and states that plans *may* contain "specific conservation objectives and measures *based on the ecosystem approach*, to address specific problems of mixed fisheries in relation to achieving the objectives referred to in Article 2(2)" (authors' italics).¹⁷⁶ Moreover, objectives laid down in plans must be consistent with article 2, i.e. the ecosystem approach, but only "as appropriate".¹⁷⁷ When it comes to concrete measures to be specified in the plans there are no strict obligations to include ecosystem considerations. The plans *may* contain measures to minimize negative impacts of fishing on the ecosystem and "*where appropriate*, specific objectives for the freshwater part of the life cycle of anadromous and catadromous species" (authors' italics).¹⁷⁸

¹⁷³ CFP proposal 2013, article 9.3(b). Article 9 contains several amendments compared to the proposal in 2011.

¹⁷⁴ The original proposal did not include "marine ecosystem". Moreover, the formulation "where possible" has been eliminated from the obligation to cover the multi-species and the ecosystem approach. The formulation to take into account interaction based on "knowledge", shall be read in the light of the obligation to apply the precautionary approach laid down in article 9.2 and 2.2. This is in particular important when it comes to ecosystem considerations, since knowledge often are lacking.

¹⁷⁵ CFP proposal 2013, article 9.1(a).

¹⁷⁶ CFP proposal 2013, article 9.5. There is, at the moment on-going negotiations on how to determine MSY in mixed fisheries. Oral information from Isabella Lövin, European Parliament, on the 29 of October 2013.

¹⁷⁷ CFP proposal 2013, article 11.1(w).

¹⁷⁸ CFP proposal 2013, article 11.2(a) and (c). The provision concerns fish species migrating between freshwaters and marine waters. There are e.g. no precise requirements related to the ecosystem that are possible to effectively monitor and evaluate, such as quantifiable targets for marine ecosystems. Note also that the proposed item 17 in the preamble of CFP proposal 2011, stating that multi-annual plans should "establish quan-

In sum, the primary function of the multiannual plans is to achieve MSY, a target set for *commercially exploited* species and not developed as a multi-fish species or ecosystem based instrument.¹⁷⁹ Contrary to what is expressed in the preamble regarding multi-annual plans,¹⁸⁰ the proposal does not lay down a framework ensuring the achievement of the broader objectives of the proposed CFP regulation, which e.g. includes to “ensure that that negative impacts of fishing activities on the marine ecosystems are minimized”.¹⁸¹

Finally, the CFP proposal 2013 stipulates several far-reaching ecosystem considerations in relation to technical measures (the use of fishing gears etc.). Proposed measures to be included are e.g. fishing gears to improve selectivity or minimize negative impacts on ecosystem, requirements to halt fisheries within a certain area and time period to protect endangered species, spawning fish, fish below minimum conservation reference size and other vulnerable marine resources as well as specific measures to minimize the negative impact on marine biodiversity and marine ecosystems.¹⁸² However, such measures “may” (not “shall”) be included. Although the objective in the reform is clear – the ecosystem approach “shall” be implemented – the formulation in article 7.2 provides for discretion.

3.4 Is the Common Fishery Policy Ruled by Adaptive Planning in Water Framework Directive and Marine Strategy Directive?

An overall presumption in this article is that integration of the ecosystem approach into the CFP, in particular with a view to promoting sustainable development, cannot be conducted effectively without prior consid-

tifiable targets for the sustainable exploitation of stocks *and marine ecosystems concerned* (author’s italics) has been removed from the CFP proposal 2013.

¹⁷⁹ See definition in the CFP proposal 2013, article 5. See further Salomon and Holm-Müller, p. 4. The practical consequences of MSY, e.g. for a discard ban, may of course have positive effects also on the conservation of other species and the marine ecosystem.

¹⁸⁰ Preamble, item 17. See e.g. the wording “establish a framework for sustainable exploitation of stocks *and marine ecosystems concerned*”, “to contribute to the sustainable exploitation of the stocks *and the protection of the marine ecosystems concerned*” (authors’ italics).

¹⁸¹ See in particular CFP proposal, article 2.3.

¹⁸² CFP proposal 2013, article 7.2(r)(ii), (t) and (u).

eration of the entire aquatic ecosystem and how it is affected by different activities. Both the WFD and MSD recognise this holistic approach. We are now approaching the second research question: the relevance of adaptive planning in the WFD and MSD in connection with decision-making according to the CFP.

However, it should first be reiterated that there is a clear intention *notwithstanding the WFD and MSD*, on the overarching level, to integrate an ecosystem approach in the implementation of the CFP regulation.¹⁸³ This conclusion is based upon international law and the integration principle (article 11 TFEU) and upon the basic objectives and the good governance principle on consistency between policies, stipulated in the 2002 CFP regulation and the CFP proposal 2013.¹⁸⁴ A number of EU policy documents verify this approach,¹⁸⁵ not least the 2002 Sixth Community Environment Action Programme calling for “greater integration of environmental considerations in the Common Fisheries Policy, taking the opportunity of its review in 2002”.¹⁸⁶ The need for integration is presumably no less important in connection with the 2013 CFP review.

The wider environmental approach is reflected also in the CFP provisions on different kinds of measures to implement the objectives, but not in detail and not in terms of clear obligations addressed to the decision maker.¹⁸⁷ It is in this context important to observe that the new requirement on MSY in the CFP proposal 2013 does not explicitly relate to the ecosystem approach (let alone that the planning in practice may have positive effects on marine ecosystems). In other words, the law does not *ensure* that wider environmental considerations are in fact taken by the Council in order to implement the CFP objectives.¹⁸⁸

¹⁸³ Parts 3.1–3.3.

¹⁸⁴ The principles of good governance are formulated in article 2(2) in the 2003 CFP regulation, *supra* part 3.1, *see also* CFP proposal 2013, article 4(j).

¹⁸⁵ *See further* Markus, p. 136 f.

¹⁸⁶ Sixth Community Environment Action Programme, article 6 g.

¹⁸⁷ *See also* CFP, article 7, the commission “may” decide upon emergency measures “if there is evidence of a serious threat to the conservation of living aquatic resources, or to the marine eco-system resulting from fishing activities. This is an extraordinary situation, not directly relevant for the topic of this article.

¹⁸⁸ As mentioned, *supra* part 2.2.3 and footnote 99, there is a right for member states to adopt fisheries measures for *conservation purposes in territorial waters* according to the current CFP regulation out to 12 nautical miles from the baseline, however only under certain restrictions. Moreover, decisions are taken by the Commission, and can be overruled by the Council, when measures might *affect other member states*. In addition, the

What is then the legal basis for *integrating the WFD and MSD adaptive planning* in decision-making according to the CFP? On a general level, such integration is in line with the integration principle in the TFEU, supported by policy documents such as the 2002 Sixth Community Environment Action Programme, as mentioned above. The preambles of the MSD and WFD are more explicit. The MSD shall “foster the integration of environmental concerns into other policies, such as the Common Fisheries Policy”.¹⁸⁹ Furthermore, “the Common Fisheries Policy, including the future reform, should take into account the environmental impacts of fishing and the objectives of this Directive.”¹⁹⁰ The preamble in WFD indicates that “further integration of protection and sustainable management of water into other Community policy areas such as ... fisheries ... is necessary.”¹⁹¹ A study of the proposals for a new CFP regulation also indicate on a general level the desire to link the CFP regulation to the MSD, but not explicitly to the WFD. The 2009 Green paper indicated the need to relate to the Integrated Maritime Policy (IMP) and the MSD.¹⁹² According to the CFP proposal 2013, the CFP “should contribute to the protection of the marine environment, and in particular to the achievement of good environmental status by 2020 the latest” as set out in MSD.¹⁹³

However, despite intentions on a policy level to integrate the CFP with the especially the MSD and also the WFD (in the preamble of WFD), there are a number of factors that counteract the influence of MSD and WFD adaptive planning. First, no provision in the CFP regulations 2003 or in the CFP proposal 2013 requires *explicitly* the decision maker to observe specified water status objectives and water quality standards (or targets) or programmes of measures adopted in accordance with the MSD

CFP proposal 2013, proposes an authorisation of member states to adopt conservation measures in all waters under their jurisdiction to comply with obligations laid down in the MSD, the Birds Directive and the Habitats directive, however concerning marine protected areas only. Moreover, if such measures are likely to affect fisheries of other member states the Commission is empowered to adopt the measures. *See* article 12 and preamble, item 17 a.

¹⁸⁹ MSD, preamble, item 9.

¹⁹⁰ MSD preamble, item 40.

¹⁹¹ WFD, preamble, item 16.

¹⁹² Green Paper, p. 5.

¹⁹³ CFP proposal 2013, preamble, item 8. The objective “the sustainable management of all commercially exploited species” has been added to item 8 in the CFP proposal 2013.

and WFD. In fact, there is no reference at all to the MSD or WFD in the current CFP provisions that *require measures*. With regard to the strong political influence from fishery interests in the CFP decision-making, clear legal obligations are necessary to ensure integration.¹⁹⁴

Secondly, the geographical division of the scope of the two directives is without any ecological rationale.¹⁹⁵ Fish and fisheries in coastal waters are not covered by the WFD, but not by the MSD either if a particular marine environmental aspect related to fish or fishery is already regulated by a CFP regulation. Thus, the legal construction opens for the CFP to “take the lead” by excluding fish and fishery aspects from the holistic planning that, in reverse, should be prior to CFP decisions.

Thirdly, a similar remark concerns the member states programmes of measures according to the MSD. To reiterate,¹⁹⁶ the MSD does not require that the programmes address fishing activities. Instead, such measures may be adopted under the CFP-regulation;

“based on scientific advice with a view to supporting the achievement of the objectives addressed by this Directive, including the full closure to fisheries of certain areas, to enable the integrity, structure and functioning of ecosystems to be maintained or restored and, where appropriate, in order to safeguard, inter alia, spawning, nursery and feeding grounds.”¹⁹⁷

Again, by providing for a transfer of decisions on measures to the CFP, the holistic approach is likely to be diminished; the wordings “with a view to supporting the achievement of the objectives addressed by this Directive” is a weak legal shelter when decisions are taken by ministers under pressure from strong fishery interests in member states. It is also a deficiency from the holistic perspective if measures addressed to fishery are not considered simultaneously with the decision on measures addressed to other activities affecting the same marine ecosystem.

Finally, a specific situation should be mentioned in this context. MSD includes a sort of “warning system” which is initially addressed to mem-

¹⁹⁴ As stated *supra* footnote 188, the CFP proposal includes an authorisation for member states to adopt conservation measures in waters under their sovereignty or jurisdiction necessary for complying with obligations laid down in article 13.4 MSD (*see* article 12.1(a)). This right is thus limited to obligations concerning protection of marine areas and when affecting other member states, measures must be adopted by the Commission.

¹⁹⁵ *Supra*, part 2.2.4.

¹⁹⁶ *Supra*, part 2.2.3.

¹⁹⁷ MSD, preamble, item 39.

ber states in case of an “issue which has impact on the environmental status of its marine waters and ... which is linked to another Community policy”, e.g. the CFP. This system should apply if a marine ecosystem is negatively affected by overfishing. If so, the member states “shall make appropriate recommendations to the Commission and the Council for measures” related to the problem. The Commission shall “reflect the recommendations when presenting related proposals to the European Parliament and to the Council”.¹⁹⁸ Possibly, this alert system could lead to e.g. closure of an area to fishery, or to further restrictions on vessels, fishing gears etc. However, there is obviously considerable discretion for the Commission when deciding what to do with a recommendation from a member state, and there is of course no guarantee that a proposal from the Commission would be approved by the Council and the Parliament.

4 Concluding Remarks

This article formulates two research questions, both grounded in the assumptions that fish species are important components of a marine ecosystem and that fishing activities affect and are affected by this system. The first question is *how current knowledge on fish fauna and fishing activities are included in the MSD and WFD adaptive planning*. The MSD covers all EU marine waters and is relatively diverse and detailed as regards what information on fish fauna and impacts from fishing activities that is relevant for the preparation of marine strategies. However, the MSD provides for considerable discretion for member states to decide what to include during the preparation of marine strategies. The risk is therefore that important scientific knowledge on fish fauna and fishing activities is disregarded. This has specific implications for coastal water as the WFD, although applicable parallel to the MSD, does not require fish species to be considered as a biological quality element in coastal waters (in contrast to inland waters). It is therefore quite possible that a member state’s adaptive planning of coastal waters completely ignores fish fauna. Furthermore, none of the directives requires member states to address fishing activities in the programmes of measures and it is not even possible for a member state to impose specific fishery conservation measures according to the MSD in coastal waters, if these are already addressed by

¹⁹⁸ MSD, article 15.1-2. See also the similar MSD article 13.5.

a CFP regulation. All these shortcomings counteract a holistic adaptive planning of marine waters.

The second research question is *how the MSD and WFD adaptive planning impacts decisions according to the CFP regulation*, concerning TACs and other measures. As explained in part 3.4, there are no clear obligations in the 2002 CFP regulation or in the CFP proposal 2013 to consider specific adaptive planning stages conducted under the WFD and MSD. In sum, despite a documented clear political ambition to integrate the MSD and WFD with the CFP regulation, reflected in legal and policy documents in general terms, integration has not effectively been realised in the legal instruments. The recently adopted CFP proposal 2013 entails no change in this respect.

Although the CFP proposal 2013 itself is based upon an ecosystem approach and introduces new instruments – including MSY, multi-annual planning and the discard ban – that in practice should have a positive impact on marine ecosystems, the point of departure for considerations according to the regulation is *fishing activities* and primarily the impacts on *fish stocks*. The WFD and MSD adaptive planning cover in principle all kinds of activities and impacts on different organisms. Results from this holistic ecosystem planning should ideally *preside* over the narrower decision-making according to the CFP regulation. However, as just explained EU has not constructed such a legal situation. This deficiency is especially evident where particular fish and fishery aspects are excluded in the MSD adaptive planning because of a prior CFP regulation and also where member states prefer to exclude fishery from MSD programmes of measures and instead include these considerations under CFP.

There is of course no legal obstacle to observe the results of the WFD and MSD adaptive planning in the decision-making according to the CFP regulation. However, due to the political influence in the Council's decisions according to the CFP regulation, discretion and voluntariness should be replaced by clear legal obligations in order to ensure integration with the WFD and MSD and thereby more effectively implement the ecosystem approach.

Furthermore, although a CFP regulation preside over the MSD in so far as particular environmental aspects in coastal waters are regulated in the CFP regulation, CFP regulations do not *generally* exclude the application of the WFD and the MSD in relation to fishery. Specific conservation measures affecting fisheries in a water area may be needed to achieve good ecological water status (WFD) or good environmental status

(MSD), and such measures should apply although TACs and quotas are determined according to the CFP. A member state ignoring to take such measures could therefore at least in theory be subject to an infringement case related to the WFD or MSD. However, as neither the WFD nor the MSD obliges member states to address fishing activities in programmes of measures, the probability of such an infringement proceeding being brought seems low.

Finally, this article is based upon the theoretical standpoint developed by Winter and Westerlund, amongst others, which states that that economic and social sustainability necessitate unconditional respect for basic ecological preconditions. This respect is not ensured because of the loopholes and discretion in the provisions of the WFD, MSD and CFP regulations. EU law today does therefore not clearly hinder on-going unsustainable fishery in EU marine regions, causing damage, possibly irreparable, to the marine ecosystems. On the contrary, it is a clear drawback that the CFP proposal 2013 has excluded the definition of “sustainable exploitation” formulated in the CFP regulation 2002 according to which an exploitation is sustainable only if “future fish stocks will not be prejudiced” and provided the exploitation does “not have a negative impact on the marine eco-systems”. The removal of the definition is surprising with regard to the actual fishery situation and the political declarations in connection with the CFP reform.

Annex

Descriptors, criteria and indicators for environmental status assessment with relevance for fishing activities (see further *Commission Decision of the 1 st of September 2010 on criteria and methodological standards for good environmental status in marine waters (2010/477/EU)*).

Descriptors	Criteria	Indicators
(1) Biological diversity is maintained and the quality and occurrence of habitats and the distribution and abundance of species are in line with prevailing physiographic, geographic and climatic conditions	(1.1) Species distribution (1.2) Population size (1.3) Population condition (1.7) Ecosystem structure	(1.1.1) Distributional range (1.1.2) Distributional pattern within the range, where appropriate (1.1.3) Area covered by the species, as appropriate (for sessile/benthic species) (1.2.1) Population abundance and/or biomass, as appropriate (1.3.1) Population demographic characteristics (e.g. body size, age structure etc.) (1.3.2) Population genetic structure, where appropriate (1.7.1) Composition and relative proportions of ecosystem components (habitats, species)
(3) Populations of exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting a population age and size distribution indicative of a healthy stock	(3.1) Level or pressure of fisheries (3.2) Reproductive capacity of the stock (3.3) Population age and size distribution	(3.1.1) Fishing mortality (F) (3.1.2) The ratio between catch and biomass indices (catch/biomass) (3.2.1) Spawning stock biomass (SSB) (3.2.2) Biomass indices (3.3.1) Proportion of fish larger than mean size of the first sexual maturation (3.3.2) Mean maximum length across all species found in research vessels surveys (3.3.3) 95 %-percentile of fish length distribution observed in research vessels surveys (3.3.4) Size at first sexual maturation

Descriptors	Criteria	Indicators
(4) All elements of the marine food webs occur at normal abundance and diversity and levels capable of ensuring the long-term abundance of the species	(4.1) Productivity (production per unit biomass) of key species or trophic groups (4.2) Proportion of selected species at the top of the food webs (4.3) Abundance/distribution key trophic groups/species	(4.1.1) Performance of key predator species using their production per unit biomass (productivity) (4.2.1) Large fish (by weight) (4.3.1) Abundance trends of functionally important selected groups/species
(6) Sea-floor integrity is at a level that ensures that the structure and functions of the ecosystems are safeguarded and benthic ecosystems, in particular, are not adversely affected	(6.1) Physical damage, having regard to substrate characteristics (6.2) Condition of benthic community	(6.1.1) Type, abundance, biomass and areal extent of relevant biogenic substrate (6.1.2) Extent of the seabed significantly affected by human activities for the different substrate types (6.2.1) Presence of particularly sensitive and/or tolerant species (6.2.2) Multi-metric indexes assessing benthic community condition and functionality (6.2.3) Proportion of biomass or number of individuals in the macrobenthos above some specified length/size (6.2.4) Parameters describing the characteristics of the size spectrum of the benthic community

Jan Darpö

Tradition och förnyelse på vattenrättens område*

Om mötet mellan gamla tillståndsregimer
och moderna miljökrav

How to apply modern environmental law standards to water operations with outdated permits has been widely, and also quite intensively, debated in Sweden recent years. This is the background to the article, where I first give a short introduction to the situation concerning hydro power, its environmental effects and the most important ideas that have been proposed to adjust these activities to modern environmental law. After that, I discuss two near-related issues which stand in the focus of the debate. The first concerns how and when new environmental demands can be addressed to ongoing activities under conditions that meet the requirements from European law and the operators' legitimate expectations. The second concerns the possibilities for the permit holders to obtain financial compensation in these situations. In the final section, I draw some general conclusions, which I hope will be further discussed.

1. Inledning

I Sverige har debatten kring vattenverksamheter och deras miljöpåverkan varit intensiv de senaste åren. Bakgrunden är givetvis den ökade uppmärksamheten på vattenfrågor genom arbetet med att implementera EU-rätten på området. Främst har det gällt ramvattendirektivet (2000/60,

* Nordisk Miljörättslig Tidskrift 2014:2, s. 101.

RVD),¹ men till viss del har diskussionen även rört ålförordningen (1100/2007)² samt art- och habitatdirektivet (92/43, AHD).³ Tonläget i den svenska debatten är högt, vilket väsentligen har att göra att här möter den moderna miljörätten invanda föreställningar inom den särskilda rättskultur som fortfarande präglar vattenrätten. Med denna artikel vill jag beskriva situationen med inriktning på vattenverksamheter med äldre tillstånd och redogöra för de initiativ till nytänkande som presenterats i några utredningar på området. Därefter diskuterar jag två frågor som har aktualiserats i sammanhanget; dels i vilken utsträckning man kan ställa nya miljökrav på gamla verksamheter, dels om ersättningsrätten och förändringskraven. Utgångspunkten i diskussionen är europarättslig i vid mening, dvs. vilken hänsyn som måste tas till verksamhetsutövarnas berättigade förväntningar i sådana situationer enligt EU-rätten och EKMR. Däremot går jag inte närmare in på om och när EU-rätten ställer krav på förändring av pågående vattenverksamheter. Utgångspunkten är istället att det är givet att nya miljökrav fortlöpande behöver ställas på befintliga verksamheter utifrån förändringar i miljön, ändrade samhällsvärderingar och vunna kunskaper om miljösituationen. Diskussionen gäller mötet mellan de moderna miljökraven och verksamhetsutövarnas intressen.

2. Vattenverksamheter och miljön

I Sverige finns idag knappast något större vatten som inte är påverkat av människan genom uppdämning, kraftproduktion, sänkning-höjning eller annan reglering. Sedan lång tid har sådana åtgärder krävt tillstånd eller någon annan form av samhälleligt godkännande, vilket har motiverats av både allmänna intressen som fiske och båtfart och hänsyn till enskilda vars fastigheter har berörts av vattenverksamheten. Så kunde exempelvis den som ville bygga kvarn eller stånghammare vid åar och andra vattendrag under 1600- och 1700-talet erhålla rätten att bedriva näringen genom ett s.k. privilegiebrev. Rätten att påverka ett vatten kunde också uppkomma genom institutet ”urminnes hävd”, en rättstitel som vanns genom grannarnas långvariga passivitet. De första egentliga till-

¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

² Rådets förordning (EG) nr 1100/2007 av den 18 september 2007 om åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål.

³ Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

ståndsregimerna för vattenverksamhet kom i slutet av 1800-talet genom 1879 års dikeslag⁴ och 1880 års vattenrättsförordning (VRF).⁵ Här gjordes för första gången en avvägning mellan allmänna och enskilda intressen och tvångsrätt kunde meddelas för den sökta vattenverksamheten. I takt med landets kraftiga industrialisering och behovet av vattenkraft för elförsörjningen blev VRF otillräcklig i början av 1900-talet och en tillståndsregim introducerades genom 1918 års vattenlag (1918:523, ÄVL). Lagen byggde på ett koncessionssystem med tillstånd som hade rättskraft gentemot såväl allmänna som enskilda intressen, och villkoren för verksamheten kunde inte omprövas annat än under stränga förutsättningar eller efter lång tid. ÄVL möjliggjorde en omfattande utbyggnad av vattenkraften i våra vattendrag. Efter ytterligare drygt 60 år hade så vindarna vänt och lagen ansågs vara alltför exploateringsinriktad och ersattes av 1983 års vattenlag (1983:291, VL). Utgångspunkten för den lagen var att vattenverksamheterna skulle inpassas i samhällsplaneringen i stort och avvägningar göras mellan energipolitiken och sysselsättningen i förhållande till naturvården, kulturmiljövården och friluftslivet. Efter ytterligare 15 år inordnades de vattenrättsliga reglerna i miljöbalken (1998:808, MB) och gavs där eget kapitel. Idag återfinns bestämmelserna om vattenverksamhet i 11 kap. MB och den s.k. restvattenlagen (1998:812).

Trots att MB funnits i nära 15 år har dess påverkan på vattenkraften varit blygsam. Den absoluta majoriteten av de vattenrättsliga tillstånden är meddelade enligt äldre lagstiftning. Enligt de beräkningar som gjorts är det totala antalet tillstånd till vattenkraftverk och regleringsdammar 3 727, varav 3 266 är meddelade enligt ÄVL, 261 enligt VL och endast 73 enligt MB.⁶ Det finns även många verksamheter som fortfarande bedrivs utan tillstånd eller som bara omfattas av äldre domar, privaträttsliga avtal och privilegiebrev. Här är läget mera oklart, men enligt Vattenverksamhetsutredningen rör det sig om knappt 3 800 st. Till problematiken hör också att en vattenverksamhet kan omfattas av ett antal tillstånd och domar från olika tidsepoker. Det är därför knappast någon överdrift att säga att rättsområdet genomgående är präglad av oklarheter om vad som gäller, vilket i sig medför problem för tillsynsmyndigheterna på området. Det har också under senare år uppmärksamrats att många vatten-

⁴ Lag om dikning och annan afledning af vatten af 20 juni 1879.

⁵ Kongl. Maj:ts nådiga förordning av den 30 december 1880 om jordegares rätt öfver vattnet å hans grund.

⁶ SOU 2014:35 s. 270.

verksamheter orsakar miljöproblem.⁷ Vanligt är att dessa verksamheten bedrivs med minimitappning vid fel tidpunkter, fel sätt och på fel plats, korttidsreglering som medför stora skador eller nolltappning och torr-lagda fåror, dammar och annat som fungerar som vandringshinder eller reglering som skadar vattendragets kantzoner.

I många situationer blir det därför aktuellt att ställa nya miljökrav på vattenverksamheterna. I miljöbalken finns t.o.m. en skyldighet för tillsynsmyndigheterna att se till att alla verksamheter bedrivs i enlighet med de allmänna hänsynsreglerna och att tillstånden har aktuella villkor. Om så inte är fallet, ska man meddela de förelägganden som behövs, alternativt inleda omprövning av villkoren i tillstånden.⁸ Regelmässigt möts myndigheten då med invändningen att verksamheten har tillstånd och att man måste betala ersättning för alla intrång i rätten att tillgodogöra sig vattnet. Av 24:1 MB följer nämligen att tillstånd enligt MB har rättskraft i så måtto att de ”gäller mot alla, såvitt avser frågor som prövats i domen eller beslutet”. Rättskraften gäller emellertid inte bara för tillstånd enligt MB, utan även för dess föregångare i VL, ÄVL, VRF och eventuellt ännu tidigare.⁹ Det här betyder att när miljömyndigheterna vill ställa nya krav på dessa verksamheter måste man ansöka om att tillståndet ska upphävas med stöd av 24:3 eller begära omprövning av villkoren enligt 24:5 MB. I den senare bestämmelsen anges att villkoren kan omprövas efter viss tid efter det att tillståndet bestämdes eller i förtid under kvalificerade förutsättningar. För vattenverksamheter är tiden satt till mellan 10, 30 eller 55 år beroende på vilken lagstiftning som gällde när tillståndet meddelades. I praktiken innebär det att tiden i de flesta fall har löpt ut.

I dessa situationer är det alltså i och för sig fritt fram för miljömyndigheterna att begära omprövning. Därför kan det verka förvånande att

⁷ För en översiktlig beskrivning, se SOU 2013:69, avsnitt 4.4 Vattenkraftens effekter på vattenmiljön.

⁸ 26:1–2 MB.

⁹ Enligt 5 § lagen (1998:811) om införande av miljöbalken gäller rättskraften även för tillstånd enligt VL och äldre lag. Om 34 § samma lag innebär att detsamma gäller för urminnes hävd och privilegiebrev är omdiskuterat (se Lindqvist, I: Privilegiebrev och urminnes hävd – Vilken ställning har de enligt miljöbalken? Nordisk miljörättslig tidskrift (NMT) 2013:1, s. 43, Olsen Lundh, C: Tvenne gånger tvenne ruttna gärdesgårdar – Om urminnes hävd och vattenkraft. NMT 2013:2, s. 85 och i detta nummer av NMT: Strömberg, R: Urminnes hävd och vattenrätten – några synpunkter). Att denna diskussion fortfarande pågår illustrerar väl mest att rättsområdet karakteriseras av otydlighet om vad som gäller.

omprövning förekommit så sparsamt när det gäller vattenverksamheter. Mellan 1990 och 2010 har endast 90 omprövningar begärts av vattenkraftverk och regleringsdammar med äldre tillstånd. Av de ovan angivna 3 654 verksamheterna med äldre tillstånd är enbart 78 omprövade mot MBs regler.¹⁰ Orsakerna kan givetvis vara allmän resursbrist, kompetens eller t.o.m. bristande vilja hos miljömyndigheterna, men det räcker inte som förklaring. Den viktigaste orsaken är istället systematiska problem i den rättsliga konstruktionen. Omprövningsinstitutet är komplicerat och dyrt att använda inom vattenrätten och det saknas incitament för verksamhetsutövarna att delta. I praktiken får de omprövningssökande myndigheterna bära ett omfattande utredningsansvar för verksamhetens påverkan och behovet av skyddsåtgärder.¹¹ Till det kommer att myndigheten måste betala ersättning till tillståndshavaren för den produktionsvärdesminskning som sker genom förlusten av vatten eller fallhöjd, dock med avdrag för en s.k. toleranströskel. För vattenkraftverk är avdraget högst en femtedel och lägst en tjugondel av produktionsvärdet.¹²

Den här rättsliga konstruktionen gör att omprövningarna styrs mot sådana åtgärder som ligger under toleranströskeln. Dessutom är omprövningsmöjligheten enligt 24:5 MB försedd med en viktig begränsning som innebär att de nya kraven inte får vara så ingripande att verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras. Slutligen bygger systemet på att omprövning sker av anläggningarna utefter ett vattendrag ett och ett, vilket försvårar att göra en samlad bedömning av vilka krav som behövs, t.ex. när det gäller vandringshinder för fisk och ål. Man kan heller inte bortse från att det inom vattenrätten råder en egen rättskultur, vilken bl.a. har gjort att domstolarna accepterar att tillstånd medges för omfattande ändringar av verksamheterna utan att en samlad prövning görs. Det har i vissa fall inneburit att trots att det ekonomiska utrymmet har ökat avsevärt för verksamheterna genom det nya tillståndet

¹⁰ SOU 2014:35 s. 270.

¹¹ Som belysande exempel kan tas omprövningen av kraftverket i Duveström i Alsterån. Kammarkollegiet var sökande och begärde 2003 att det skulle byggas en faunapassage (fiskvandringssväg). Miljödomstolen i Växjö godtog ansökan, men efter överklagande från bolaget avslog MÖD begäran med hänvisning att den var för alltför opreciserad (MÖD 2006:25). Kammarkollegiet fick alltså ansöka än en gång, men fick den här gången avslag av miljödomstolen med ungefär samma argument som i MÖD. Efter överklagande godtog emellertid MÖD ansökan, elva år efter att den initierades (MÖD 2014-02-12; M 1423-13).

¹² 31:20 och 31:22 MB.

för ändringen, har myndigheterna varit hänvisade till att inleda en särskilt process om omprövning av de gamla villkoren och betala ersättning för kraven.

3. Utredningar och förslag

Problemen med att modernisera villkoren för vattenverksamheterna och utmaningarna att anpassa tillståndssystemet till EU-rätten har av givna skäl diskuterats ingående under senare år. Flera utredningar har tillsatts och en rad förslag har presenterats. De viktigaste är Utredningen om ersättning vid rådhetsinskränkningar och Vattenverksamhetsutredningen som båda tillsattes 2012.

Den förstnämnda utredningen kom med betänkandet Ersättning vid rådhetsinskränkningar (SOU 2013:59) i augusti förra året. Utredningsuppdraget var att se om det finns behov av en lagreglering som ger rätt till ersättning i situationer som täcks av 2:15 3 st. regeringsformen (1972:152, RF), dvs. vid sådana rådhetsinskränkningar som sker av hälsoskydds-, miljöskydds- eller säkerhetsskäl. Sedan 2011 års ändring av RF gäller ju att ersättning endast kan utgå i dessa situationer om det är särskilt reglerat. Utredningen ansåg att det i stort råder kongruens inom miljörätten på så vis att bevaranderegleringen bygger på att ersättning betalas om inskränkningarna gäller lagenlig markanvändning och går utöver en viss nivå, medan lagstiftningen om miljöskydd inte ger rätt till ersättning. Typiska exempel på den förra är naturreservat och biotopskydd, medan utsläppsreglering och kemikalierestriktioner är exempel på den senare. Utredningen pekade emellertid också på att gränsdragningen kan vara svår att göra och gav flera exempel, däribland skyddsområden kring vattentäkter (vattenskyddsområden) och regleringen av jakt och fiske. Man menade vidare att om det skulle uppstå situationer där den enskilda drabbades på ett orimligt sätt av miljöskyddsrestriktioner bör myndigheterna med tillämpning av proportionalitetsprincipen välja andra medel som är mindre ingripande. I sista hand bör frågan om ersättning vid sådana ingripanden överlämnas till rättstillämpningen och utredningen gav därför inte något förslag om en allmän regel om detta. En sådan ansågs också vara mindre lämplig, då den kan strida mot grundläggande miljöprinciper och mot förbudet mot olagligt statsstöd inom EU-rätten. En direkt kollision med statsstödsreglerna trodde man emellertid inte kunde inträffa särskilt ofta, då de flesta EU-rättsliga normer är uttryckta i direktiv. Utredningen identifierade dock vissa situationer där reglering kan

övervägas för att motverka att myndigheterna illojalt väljer ersättningsfria instrument när möjlighet ges, när man istället borde betala för kraven. När det sedan gällde omprövning av gällande tillstånd menade man att regleringen i stort överensstämde med de grundläggande principerna om rättssäkerhet och ersättning. Det gällde emellertid inte ersättningsrätten vid omprövning av vattenverksamheter. Nya villkor för dessa genom omprövning kan visserligen liknas vid naturvårdsinstrument, men också med ingripanden mot miljöfarliga verksamheter. Vattenverksamheternas miljöpåverkan kan också vara påtaglig och de allmänna motintressena väger tungt. Sammantaget menade därför utredningen att ersättningsrätten i dessa situationer är en avvikelse från de allmänna principerna och att den bör tas bort, ett besked som man bollade vidare till Vattenverksamhetsutredningen.

Den utredningen kom med ett delbetänkande 2013 med titeln *Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler* (SOU 2013:66). Här analyserades äldre tillstånd och rättigheter och deras rättskraft enligt 24:1 MB. Utredningen ansåg att urminnes hävd och privilegiebrev ska jämföras med tillstånd enligt MB. Samtidigt föreslog man att de vattenkraftsverksamheter som bedrivs med stöd av sådana äldre rättigheter eller med stöd av tillstånd enligt VRF, ÄVL och VL ska bli föremål för ny tillståndsprövning enligt MB. Avsikten med nyprövningen är att de moderna hänsynsreglerna och EU-rättens krav i förhållande till vattenkvalitet och påverkan på djur och växtliv ska få genomslag. Då antalet vattenkraftsverksamheter emellertid är mycket stort ska nyprövningen genomföras genom att länsstyrelserna förelägger dem som är mest prioriterade att ansöka om MB-tillstånd i enlighet med en vägledning som ska utarbetas på nationell nivå. I delbetänkandet föreslog utredningen också att generella föreskrifter bör kunna meddelas för vattenverksamheter som bryter igenom ett tillstånds rättskraft enligt 24:1 MB, t.ex. om försiktighetsmått för kraftverk, dammar och vattenöverledningar. Vidare bör vissa typer av vattenverksamheter och anläggningar ha tillstånd som tidsbegränsas. Slutligen bör det införas ett krav på miljörapport för vattenverksamheter.

Vattenverksamhetsutredningens slutbetänkande I vått och torrt – förslag till ändrade vattenrättsliga regler (SOU 2014:35) kom för ett par månader sedan. Här spinner man vidare på de förslag som gavs i delbetänkandet, dvs. nyprövning för vattenverksamheter med äldre tillstånd och omprövning för dem med tillstånd enligt MB. Tillståndsprövningen av vattenverksamheter bör så långt möjligt jämföras med den som gäller

för miljöfarliga verksamheter enligt MB. Verksamheterna ska indelas i tillstånds- och anmälningsskyldiga. Prövningen ska enbart avse den offentlighetsrättsliga delen av verksamhetens tillåtlighet och civilrättsliga frågor om rådighet och ersättning får bedömas i annan ordning. Reglerna om rättegångskostnadsersättning likställs med andra prövningar enligt MB och inom förvaltningsrätten i stort, dvs. var och en får stå för sina egna utgifter. Den säregna ordningen att befintliga verksamheter utan tillstånd kan "lagligförklaras" upphävs som onödig. När det gäller omprövning enligt 24 kap. MB rensas katalogen av bestämmelser och systemet likställs för olika verksamhetstyper. Regeln i 24:5 om att omprövningar inte får leda till att verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras ska emellertid kvarstå. Man angav här ett antal starka skäl emot regeln, men menade ändå att den hade en viss betydelse till skydd för tillståndshavaren och som signal att omprövning inte ska användas för att återkalla tillstånd. Dessutom är myndigheter och domstolar skyldiga att underlåta att tillämpa regeln när den kommer i konflikt med EU-rätten. Utredningen föreslog vidare att det klargörs att det är tillståndshavaren som ska stå för utredningsunderlaget vid omprövningar och att ersättningsrätten vid omprövning tas bort. Av hänsyn till verksamhetsutövaren ska emellertid ersättning kunna utgå under en femårig övergångsperiod. Av samma skäl föreslog utredningen att det också ska införas en ersättningsregel för de fall som en nyprövning enligt det tidigare betänkandet medför krav som gör att verksamheten inte längre kan bedrivas eller avsevärt försvåras och det inte framstår som rimligt att den enskilda ska behöva tåla detta. Denna ersättningsrätt bör dock begränsas till tio år efter reglernas ikraftträdande.

4. Reaktioner på Vattenverksamhetsutredningens förslag

Näringslivets reaktioner på utredningens förslag har varit starka. Statsägda Vattenfall gick ut med en rapport där man hävdade att förslaget om nyprövning skulle medföra en förlust av 20 % av produktionen om samtliga vattenkraftverk skulle behöva leva upp till kraven på minskad korttidsreglering, fiskevandringar och ändrade säsongsflöden.¹³

¹³ Daniel Löfstedt på uppdrag av Svensk Energi på Second Opinion 2014-03-25, <http://www.second-opinion.se/energi/view/2829>.

Svenska Kraftnät – ett statligt affärsverk med myndighetsansvar för elnätet – hävdade i en debattartikel tillsammans med elleverantörernas branschorganisation Svensk Energi att nyrövningsordningen riskerar att sätta vattenkraften som energikälla på spel. Förslaget kan nämligen medföra att många mindre vattenkraftverk tvingas stänga och då kan de inte fullgöra sin roll som viktig leverantör av reglerkraft i ett system som i ökande grad bygger på förnybar energi. Vidare är det inte rimligt att ansvaret för landets energipolitik ska överlämnas till tjänstemän på länsstyrelserna. I artikeln hävdas också att förslaget är helt unikt, eftersom det innebär att hela verksamhetens existens ifrågasätts och att det därmed också hotar rättssäkerheten.¹⁴

Advokatsamfundet är inne på samma spår när man i sitt remissyttrande menar att förslaget möjliggör långtgående ingrepp i enskildas rättigheter och det därför kan ifrågasättas om den är förenlig med EKMR. Man reagerar på att berörda vattenverksamheter kan underkastas fullständig tillståndsprövning, trots att de vid införandet av miljöbalken innehade rättskraftiga tillstånd. Samfundet menade också att utredningens slutsatser om de europarättsliga möjligheterna att ställa krav på rådighetsinskränkningar baserades på ett otillräckligt underlag. Slutligen menar man att det nuvarande omprövningsinstitutet är tillräckligt om bara tillräckliga resurser finns hos myndigheterna.¹⁵

Ett sista exempel är från ett seminarium som nyligen anordnades av Svenskt Näringsliv. En av de största nyhetsportalerna för miljöfrågor kunde då rapportera:¹⁶

Det omdiskuterade regeringsförslaget att alla vattenverksamheter måste söka om sina miljötillstånd kan bryta mot internationell rätt. Enligt Rafael De los Reyes Aragon, doktor i juridik och knuten till advokatfirman Foyen, kan förslaget strida mot principerna om äganderätt och krocka med EU-mål om förnybara energikällor och direktiv om vattenverksamheter. ”Till exempel är Sverige skyldigt att jobba för att nå målen om mer förnybara källor, även om det inte är specificerat i direktivet hur de ska nå målet. Betänkandet kan nog tolkas gå emot det målet”, säger han till Svenskt Näringsliv som nyligen arrangerade ett seminarium på temat. Han pekar på att

¹⁴ Svensk Energi & Svenska Kraftnät i Dagens Samhälle 2014-02-06 (<http://www.dagensamhalle.se/debatt/nytt-miljoefoerslag-saetter-vattenkraften-pa-spel-7644#roster>).

¹⁵ Advokatsamfundets remissvar 2013-12-20 (R-2013/ 2087) till SOU 2013:69.

¹⁶ Miljörapporten Direkt den 3 juni 2014, under rubriken Krav på vattenverksamhet kan strida mot internationell rätt.

vattenverksamhetsutredningen som kommer att slutredovisas inom kort nu bör se över kravet.

”Som jag ser det finns det två vägar, antingen slopar man förslaget eller så inför man en mildare version. I dag finns det delar som kan bryta mot internationell rätt och som skulle kunna tas upp i europeisk domstol”, säger Rafael De los Reyes Aragon.”

5. Utgångspunkter för diskussionen

I det följande inleder jag en diskussion kring möjligheten att ställa moderna miljökrav på verksamheter med äldre tillstånd. Jag tar upp ett par grundläggande juridiska frågor om rättskraften i gamla tillstånd och europarättens betydelse i sammanhanget. Däremot överlämnar jag debatten kring effekterna på energihushållningen av en nyprövningsordning till andra, mer lämpade. Låt mig bara peka på att 94 % av landets vattenkraft produceras i de 200 största vattenkraftverken. Det är inte troligt att dessa kommer att prioriteras för nyprövning. Det är knappast kontroversiellt att påstå att det är de många och små anläggningarna som ligger i vattendrag med höga naturvärden som främst kommer i fråga. Deras betydelse för energihushållningen är begränsad, särskilt i jämförelse med den omfattande utbyggnaden av vindkraft som för närvarande sker i landet. Även deras roll som leverantörer av reglerkraft bör analyseras mera ingående, då ju många är strömkraftverk.¹⁷ Många av de små kraftverken har dessutom blivit lönsamma enbart med hjälp av systemet med elcertifikat, där inga motkrav på moderna tillstånd enligt MB har ställts.

Det är vidare anmärkningsvärt att de som motsätter sig en ordning med nyprövning med hänvisning till det befintliga systemet med omprövning av villkor inte förmår att tydligt redovisa hur det systemet ska förändras. En sådan reform måste nämligen vara radikal, med tanke på att det kommer att ta 800 år att gå igenom samtliga äldre tillstånd med nuvarande omprövningstakt. Även med de mest optimistiska beräkningarna tar det drygt 200 år.¹⁸ Jag tror att de flesta kan vara överens om att situationen är ohållbar inte bara från ett allmänt miljöperspektiv. Den kommer även i flera avseenden i konflikt med EU-rätten på området. Såväl RVD som AHD innehåller krav som gör att alla anläggningar som

¹⁷ Strömkraftverk har inte någon egen magasinering av vatten och kan därför inte kan producera större effekt än vad som svarar mot den naturliga tillrinningen.

¹⁸ SOU 2014:35 s. 271.

påverkar en vattenförekomst måste bedömas i ett sammanhang. I arbetet med att genomföra RVD utpekas – vid sidan av övergödning – de fysiska förändringar av vattenförekomsterna som ett av de största problemen för att uppnå god ekologisk status.¹⁹ En viktig orsak till dessa förändringar är förekomsten av vattenkraftanläggningar och regleringsdammar. Kunskaperna om dessa verksamheters påverkan måste förbättras och anläggningarna moderniseras, t.ex. genom nya regleringsregimer och fiskevandringar. Detta förutsätter om- eller nyprövning av tillståndet efter prioritering efter miljönyttan med åtgärderna. Detta får i sin tur bilda min utgångspunkt för den vidare diskussionen i artikeln. Den första frågan blir därför i vilken mån som EKMR utgör ett hinder för en sådan ordning.

6. Retroaktiv lagstiftning?

En invändning som rests mot den föreslagna ordningen med nyprövning av äldre tillstånd är att den skulle utgöra ett slags ”retroaktiv lagstiftning”. Det argumentet avvisades kort av Vattenverksamhetsutredningen med en hänvisning till vad HFD uttalade i det s.k. Barsebäcksmålet (*RÅ 1999 ref. 76*, se nedan).²⁰ Utredningen hade goda grunder för sin inställning. Det råder visserligen en viss förbistring i den rättsliga begreppsapparaten och man kan kalla all slags lagstiftning eller administrativa åtgärder som ingriper i rådande egendomsförhållanden för ”retroaktiva”. Det skulle då gälla beslut om naturreservat på privat mark. En sådan definition av begreppet blir emellertid så vidsträckt att den blir meningslös. Uttrycket retroaktivitet bör istället reserveras för sådana administrativa åtgärder som är *tillbakaverkande* på så sätt att de kopplar rättsliga effekter (positiva eller negativa för den enskilde) till förhållanden som är *avslutade före lagens ikraftträdande*. Att för framtiden förbjuda eller begränsa en pågående verksamhet kan vara expropriation eller rådighetsinskränkning och ska bedömas efter de regler – nationella som europarättsliga – som

¹⁹ Se t.ex. Åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015 (dnr 537-10296-09); <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/norra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/atgardsprogram-no-2009-2015.aspx>.

²⁰ SOU 2013:69 s. 168.

gäller för sådana intrång. Men att kalla ett sådant ingrepp för "retroaktiv lagstiftning" tillför bara förvirring.²¹

Det bör också inledningsvis poängteras att varken EU-rätten eller EKMR sätter hinder i vägen för att reglera frågor som omfattas av rättskraftiga tillstånd genom ny lagstiftning. Det är också något som Högsta förvaltningsdomstolen (HFD) tagit ställning för i åtminstone två klara fall. Det ena är *RA 1995 ref. 10* som gällde tillstånd för spel med automatspel. I målet hade kommunen återkallat tillståndet med hänvisning till de strängare förutsättningar som gällde för *meddelande av tillstånd* enligt ny lagstiftning. HFD underkände beslutet och menade att återkallande av äldre tillstånd endast kunde ske med stöd av *återkallelsegrunderna* som angavs i nya lydelsen av automatspellsagen. Intressant är också att i ett senare lagstiftningsärende infördes en övergångsregel som innebar att äldre tillstånd som meddelats utan tidsbegränsning upphörde att gälla 15 månader efter att de nya reglerna trätt i kraft. Lagrådet godtog regleringen utan kommentar.²²

Det andra rättsfallet är Barsebäcks-målet, *RA 1999 ref. 76*. Som är bekant för åtminstone de svenska läsarna, handlade det om regeringens beslut att stänga kärnkraftverket med stöd av den särskilda avvecklingslagen (1997:1320). Verksamhetsutövaren (BKAB) ansökte om rättsprövning och påstod att beslutet bröt mot en rad grundläggande rättsprinciper i internationell och nationell rätt. Bland annat stred det mot principen om gynnande förvaltningsbesluts oåterkallelighet och förbudet mot retroaktiv lagstiftning. När det gällde den första frågan konstaterade HFD bara att huvudregeln är försedd med en rad undantag och att den inte utgör något "hinder mot att det gynnande beslutet upphävs med stöd av senare tillkommen lagstiftning, förutsatt att denna lagstiftning inte är uppenbart oförenlig med RF eller i övrigt behäftad med någon grundläggande brist".²³ Uttalandet om gynnande förvaltningsbeslut giltighet i tiden är generellt och innebär ett tydligt ställningstagande för att ny lagstiftning kan bryta igenom givna tillstånd. En motsatt hållning i frågan om moderna synsätts möjligheter att få genomslag genom lagstiftning skulle dessutom leda till absurda resultat. Att min gamla dispens

²¹ För en analys av retroaktivitetsbegreppet, se Darpö: Miljövårdskraven i tiden I och II. Förvaltningsrättslig tidskrift 2001 s. 3 resp. 85, se särskilt avsnittet Retroaktivitet och europarätt (s. 8 ff.).

²² Prop. 2004/05:3 Vissa ändringar på spel- och lotteriområdet.

²³ RA 1999 ref. 76 s. 19.

från 1960-talet att gräva ned latrin på tomten skulle vara "orubblig" går kanske att leva med, men hur blir det med ett tillstånd att sälja arsenik enligt 1876 års giftförordning, eller varför inte tillstånd enligt 1875 års prostitutionsreglemente att bedriva egen näring? Jag menar att vi här har att göra med en självklar rättsgrundsats. Det viktiga i sammanhanget är att när lagstiftning bryter igenom tillstånd måste de berörda berättigade förväntningar respekteras, varvid tidsaspekten är viktig, liksom i vissa fall möjligheten till ersättning. Det här är också den grundsats som EU:s miljö rätt utgår från. Ett exempel på detta finns i artikel 13.2.d i IPPC-direktivet som stipulerar att tillstånd ska bedömas på nytt och vid behov uppdateras om det framgår av "nya bestämmelser i nationell lagstiftning eller gemenskapslagstiftningen kräver det". Eller för att använda EU-domstolens formuleringar i C-72/12 *Altrip* [2012], para 22 (min kursiv):

It should be borne in mind that, in principle, a new rule of law applies from the entry into force of the act introducing it. While it does not apply to legal situations that have arisen and become definitive under the old law, *it does apply to their future effects, and to new legal situations too* (see, to that effect, Case C-428/08 *Monsanto Technology* [2010] ECR I-6765, paragraph 66). It is otherwise – subject to the principle of the non-retroactivity of legal acts – only if the new rule is accompanied by special provisions which specifically lay down its conditions of temporal application (Case C-266/09 *Stichting Natuur en Milieu and Others* [2010] ECR I-13119, paragraph 32).

7. Rättskraftiga tillstånd och egendoms skyddet

En återkommande kritik av förslaget om nyprövning är att det strider mot skyddet av äganderätten i EKMR. Det är visserligen sant att den rättspraxis som utvecklats av Europadomstolen visar att tillstånd att bedriva en ekonomisk verksamhet omfattas av skyddet av egendom enligt artikel 1 i första tilläggsprotokollet (P1).²⁴ Enligt artikel P1-1 får ingen berövas sin egendom annat än i det allmännas intresse och under de förutsättningar som anges i lag. Domstolen har bedömt flera fall då tillstånd har vägrats eller återkallats. Den förra situationen innehåller välkända rättsfall som *Jacobsson v Sweden* (ECtHR 1998-02-19) och *Håkansson*

²⁴ Beskrivningen bygger på Darpö: Rätt tillstånd för miljön, slutrapport inom forskningsprogrammet ENFORCE 2010-11-15, se [www.jandarpo.se/Artiklar & Rapporter](http://www.jandarpo.se/Artiklar%20&%20Rapporter).

and Sturesson v Sweden (ECtHR 1990-02-21). De faller emellertid något utanför ämnet för denna artikel, då de inte gäller frågan om ett givet tillstånds rättskraft. Det finns emellertid några avgöranden som gäller återkallande av tillstånd, varav två av de mest kända också är svenska, nämligen *Tre traktörer v Sweden* (ECtHR 1989-07-07) och *Fredin v Sweden* (ECtHR 1991-02-18). Det senare gällde ett miljörättsligt tillstånd, varför det kan vara på plats med en kort beskrivning.

Makarna Fredin ägde en fastighet där det bedrevs grustäkt sedan början av 1960-talet. Ett tillstånd utan begränsning i tiden hade meddelats för verksamheten 1963. 1973 gjordes ett tillägg i naturvårdslagen (1964:822) som gav myndigheterna möjlighet att utan ersättning återkalla äldre täkttillstånd från och med tio år efter att lagen trädde i kraft, dvs. tidigast 1983. Fredins investerade stora belopp i verksamheten under 1970- och 1980-talet, bl.a. renoverade man en utlastningskaj. I början av 1980-talet inledde länsstyrelsen förhandlingar med makarna i avsikt att återkalla täkttillståndet pga. av de höga naturvärdena i området. Beslut om återkallande togs 1984 och fastställdes ett år senare av regeringen. Fredins gick till Europadomstolen och hävdade att deras civila rättigheter var kränkta utan att de hade någon möjlighet till domstolsprövning samt att de hade gjort förluster på över 30 Mkr. När det gällde artikel P1-1 gick Europadomstolen alls inte på deras linje.²⁵ Man konstaterade visserligen att bestämmelsen var tillämplig eftersom det var en rådighetsinskränkning av deras egendom. Emellertid ansåg domstolen att artikel P1-1 ska förstås i sin helhet, dvs. att den värnar äganderätten, men också anger när skyddet kan genombrytas. En rimlig avvägning ska göras mellan de allmänna intressena och de enskilda. Vidare ska proportionalitet iakttagas, samtidigt som konventionsparterna har ett vittgående skön när det gäller valet av metod för att främja de allmänna intressena.²⁶ Domstolen konstaterade i Fredin-fallet att återkallandet inte kunde anses vara oförutsebart, möjligheten hade ju introducerats för mer än ett decennium sedan. Inte heller hade Fredins några berättigade förväntningar på fortsatt drift. De investeringar som gjorts i verksamheten hade skett sju år efter den nya lagstiftningen och myndigheterna hade varit noga med att inte lämna några garantier för fortsatt drift. Sammanfattningsvis ansåg

²⁵ Däremot fälldes Sverige för bristen på möjligheter till domstolsprövning. Kritiken i den delen var emellertid gammal och hade redan resulterat i den första rättsprövningslagen (1988:205).

²⁶ Domen para 51.

därför domstolen att återkallandet av täkttillståndet varken var olämpligt ("inappropriate") eller oproportionerligt.

Flertalet av Europadomstolens avgöranden om återkallade tillstånd i liknande situationer går i samma spår. Många gäller förhållandet mellan ny lagstiftning och givna tillstånd och här kan inte sägas att det skydd som konventionen erbjuder är särskilt långtgående. Om bara de nya förutsättningarna är motiverade av allmänna intressen och det ges tillräckligt med övergångstid för tillståndshavarna att anpassa sig, har Europadomstolen genomgående ansett att det inte har skett någon kränkning av artikel P1-1. Domstolen har också utan vidare accepterat att miljöskäl är ett sådant allmänt intresse som kan motivera ingrepp i tillstånd. Konventionsskyddet har också uteblivit om tillståndshavaren har tagit en medveten risk i sina investeringar.²⁷ Däremot har det blivit nedslag i de fall som förändringarna kommit oväntat eller alltför hastigt, liksom i andra fall då de inblandade haft berättigade förväntningar om att få fortsätta bedriva verksamhet.²⁸

De rättsfall som nämnts i redogörelsen ovan har några år på nacken. Europadomstolen har emellertid varit fortsatt konsekvent i sin praxis och rättsfallen är därför fortsatt giltiga, vilket inte minst framgår av domstolens egna hänvisningar i senare mål. Ett relativt färskt sådant exempel – som gällde nya föreskrifter för svinhållning i Nederländerna av hänsyn till vattenkvaliteten – är *Lohuis and others v The Netherlands* (ECtHR 2013-04-30). De klagande bönderna hade fått sin tilldelning av "pig entitlements" minskade med mellan 25 och 34 % på en ganska kort tid, varvid enbart de som hade blivit hårdast drabbade blivit tilldömda ersättning i den nationella rättsprocessen. De klagade därför till Europadomstolen och menade att deras rättigheter enligt artikel P1-1 hade blivit kränkta. Domstolen var emellertid inte imponerad utan avvisade deras talan som "manifestly ill-founded", bl.a. med den vanliga skrivningen om avvägningen mellan de allmänna och enskilda intressena i dessa situationer:²⁹

²⁷ *Pine Valley and others v Ireland* (ECtHR 1991-11-29).

²⁸ *Rosenzweig v Polen* (ECtHR 2005-07-28), *Stretch v Storbritannien* (ECtHR 2003-06-24) och *Hellborg v Sweden* (ECtHR 2006-02-28). I det senare fallet hade Hellborg fått ett positivt förhandsbesked om att få bygga, men sedan vägrats bygglov. Förutom de mål som nämnts i texten ovan, är också *Kjartan Asmundsson v. Iceland* (ECtHR 2004-10-12) intressant.

²⁹ *Lohuis and others v. The Netherlands* (ECtHR 2013-04-30), para 56.

According to well-established case-law, the second paragraph of Article 1 of Protocol No. 1 is to be read in the light of the principle enunciated in its first sentence. Consequently, an interference must achieve a “fair balance” between the demands of the general interest of the community and the requirements of the protection of the individual’s fundamental rights. The search for this balance is reflected in the structure of Article 1 of Protocol No. 1 as a whole, and therefore also in the second paragraph thereof: there must be a reasonable relationship of proportionality between the means employed and the aim pursued. In determining whether this requirement is met, the Court recognises that the State enjoys a wide margin of appreciation with regard both to choosing the means of enforcement and to ascertaining whether the consequences of enforcement are justified in the general interest for the purpose of achieving the object of the law in question (...). The requisite balance will not be achieved if the person concerned has had to bear an “individual and excessive burden” (...).

Avslutningsvis bör också observeras att EU-domstolen har anlagt ett motsvarande synsätt när den tagit ställning till invändningar om att miljökrav skulle utgöra ett otillåtet ingrepp i äganderätten. I sin rättspraxis betonar domstolen att äganderätten inte är absolut, utan måste bedömas utifrån sin funktion i samhället. Begränsningar är därför tillåtna om de är motiverade av ett allmänintresse – vilket miljöskydd regelmässigt anses vara – och att konsekvenserna för dem som drabbas inte blir orimliga.³⁰

8. Miljökrav och ersättningsrätt

I vissa situationer är möjligheten till ersättning en förutsättning för att en rådighetsinskränkning är förenlig med artikel 1-P1 EKMR, något som också påpekades av HFD i *Barsebäck*. I några av de rättsfall från Europadomstolen som jag har hänvisat till ovan har det funnits en sådan möjlighet. I andra har det istället poängterats att de som drabbas av en rådighetsinskränkning måste få tid på sig för anpassning, vilket *Fredin* är ett tydligt exempel på. I det avslutande avsnittet diskuterar jag förhållandet mellan tidsfrister och ersättning. Då Europadomstolen emellertid även i denna del menar att staterna har en vid ”margin of appreciation” för att bestämma villkoren för ersättning, börjar jag med att beskriva de

³⁰ Se C-416/10, paras 113–114 med angivna rättsfall, även C-530/11 European Commission v UK, para 70.

svenska reglerna. Diskussionen förs i ljuset av den färska domen av HD om fiskerestriktionerna i Torne älv.

I den svenska regeringsformen (1974:152, RF) ges den grundläggande regeln om ersättning vid expropriation och rådighetsinskränkningar i 2 kap. 15 §. Sedan 2011 är lydelsen följande:

Vars och ens egendom är tryggad genom att ingen kan tvingas avstå sin egendom till det allmänna eller till någon enskild genom expropriation eller något annat sådant förfogande eller tåla att det allmänna inskränker användningen av mark eller byggnad utom när det krävs för att tillgodose angelägna allmänna intressen.

Den som genom expropriation eller något annat sådant förfogande tvingas avstå sin egendom ska vara tillförsäkrad full ersättning för förlusten. Ersättning ska också vara tillförsäkrad den för vilken det allmänna inskränker användningen av mark eller byggnad på sådant sätt att pågående markanvändning inom berörd del av fastigheten avsevärt försvåras eller att skada uppkommer som är betydande i förhållande till värdet på denna del av fastigheten. Ersättningen ska bestämmas enligt grunder som anges i lag.

Vid inskränkningar i användningen av mark eller byggnad som sker av hälsoskydds-, miljöskydds- eller säkerhetsskäl gäller dock vad som följer av lag i fråga om rätt till ersättning.

Enligt tredje stycket bestäms ersättning vid rådighetsinskränkningar som är motiverade av hälso- och miljöskydd i enlighet med lag. Utgångspunkten är alltså att om ett ingripande på detta område görs i enlighet med en viss lagstiftning, så tar dess regler över. I sådana situationer gäller ersättningsrätten alltså bara när det är uttryckligen föreskrivet.³¹ I miljöbalken regleras dessa frågor uttömmande i 31 kap. MB och här framgår att tillståndshavare inte har rätt till ersättning vid omprövning av tillstånd i enlighet med 24 kap. MB. Som nämndes redan i avsnitt 2, gäller emellertid ett undantag för vattenverksamheter – i de fallen ersätts tillståndshavaren för den produktionsvärdesminskning som sker genom förlusten av vatten eller fallhöjd, om än med ett visst avdrag.

HD:s avgörande om torneälvsfiskarna gällde ersättningsregeln i dess lydelse före 2011.³² Den var då placerad i 2:18 RF som saknade texten i det tredje stycket. Bakgrunden till målet var de restriktioner som utfärdades för fiske efter lax och havsöring i Torne älv genom en förordning

³¹ Prop. 2009/10:80, s. 170.

³² Högsta domstolen 2014-04-23 i mål nr T 5628-12.

1997. Förordningen var grundad på 1971 års gränsälvsoverenskommelse mellan Finland och Sverige och var i stort sett identisk med den reglering som meddelade av Gränsälvskommisionen redan tio år tidigare. 1987 års förordning blev emellertid underkänd i domstolsprövning pga. formella fel i bemyndigandet från regeringen (se NJA 1996 s. 370).³³ Kärandena i målet hade fiske i området som binäring och yrkade ersättning för den skada som hade uppkommit. Staten motsatte sig, väsentligen med motiveringen att föreskrifterna var motiverad av hälso- och miljöskäl, vilket inte ger rätt till ersättning. Både tingsrätten och MÖD ogillade talan. Den senare domstolen menade att kraven i och för sig kunde grundas direkt på 2:18 RF och att restriktionerna var sådana att de föll inom det ersättningsberättigande området. Skadan skulle emellertid bedömas genom en jämförelse med förhållandena strax före 1997 års föreskrifter, vilket gjorde att inskränkningarna ansågs ha påverkat fiskemöjligheterna så lite att skadan rymdes under toleranströskeln för ”avsevärt försvårande”. Den stora förändringen av fiskemöjligheterna har nämligen kommit genom 1987 års föreskrifter. Ersättningsanspråket ogillades därmed.

Högsta domstolen var mer förstående för kärandenas sak och fastställde att staten är ersättningsskyldig för den skada som uppkommit genom fiskeförbudet. I domen uppehåller man sig vid 1993 års förarbeten till 2:18 RF där utgångspunkten var att ersättning inte skulle utgå för rådighetsinskränkningar som motiveras av hälso- och miljöskäl. Det var också lagstiftarens inställning vid tillkomsten av miljöbalken 1998. Den här uppfattningen kritiserades emellertid i den juridiska litteraturen. Några författare menade istället att regeln var allmänt formulerad och därför kunde anses gälla även vid restriktioner av hälso- och miljöskäl, åtminstone för den lagstiftning som tillkommit efter 1993.³⁴ Det tillägg som gjordes 2010 var därför ett klargörande att ersättningsrätten inte gäller i dessa situationer. I domen anmärker HD att 2:18 RF var formulerad som en princip som riksdagen ska respektera när den stiftar lagar som

³³ Ersättningsskyldigheten för staten för den skada som uppkom genom fiskeförbudet enligt 1987 års förordning fastställdes genom NJA 2000 s. 637, se även NJA 2001 s. 210 och NJA 2010 s. 8. Även den finska staten blev stämd av de drabbade fiskarna, en rättsprocess som slutade i det nedan nämnda rättsfallet från *Alatulkkila and others v. Finland* från Europadomstolen.

³⁴ Debatten fördes omkring 1995 och det var främst Bertil Bengtsson som förespråkade att 2:18 RF innebar en utökad ersättningsrätt på miljöskyddsområdet, en uppfattning som bl.a. Gabriel Michanek argumenterade emot, se Markägare med rätt att döda. Miljö-rättslig tidskrift 1995 s. 195.

medför inskränkningar i markanvändningen, inte som en ersättningsregel för direkt tillämpning i domstol. Enligt domstolen var det vidare tydligt dels att lagtexten inte återspeglar lagstiftningens syften, dels att ett antal förbehåll gäller. Det hindrar emellertid inte att ersättningsregeln ändå ger uttryck för en allmän rättsgrundsats. Därefter uttalar domstolen (domen, p. 19, min kursiv):

Som regel medför sådana ingripanden från det allmänna som är motiverade av hälsoskydds-, miljöskydds- eller säkerhetsskäl inte någon rätt till ersättning. Ett gemensamt drag för den lagstiftning som ändå ger rätt till ersättning vid sådana rådighetsinskränkningar är tanken att ersättning ska utgå när ingreppet är nödvändigt för att uppnå det önskade resultatet men det vid en avvägning mellan, å ena sidan, arten av det allmänna intresse som ska skyddas och, å andra sidan, ingreppets effekter för den enskilde inte är rimligt att denne ensam ska bära kostnaderna. *När den lagstiftning som möjliggör en rådighetsinskränkning inte kan anses ge någon ledning i ersättningsfrågan*, ligger det nära till hands att motsvarande proportionalitetsbedömning i stället får göras i det enskilda fallet, med beaktande av att ersättning normalt inte utgår vid ingripanden som grundas på t.ex. miljöskyddsskäl. (Jfr här det skydd som gäller enligt Europakonventionen vid rådighetsinskränkningar och här till hörande frågor (...)).

I sådana fall – dvs. när lagstiftningen inte ger ledning – kan därför ersättning utgå om hänsynen till den enskilda kräver det, t.ex. om restriktionerna beror på omständigheter utanför den drabbades kontroll och de slår särskilt hårt (20). Därefter går domstolen över till bedömningen i fallet. Då varken 1971 års gränsälvöverenskommelse mellan Finland och Sverige, 1997 års förordning eller fiskelagen ger någon ledning för bedömningen, får frågan om ersättning avgöras utifrån den allmänna rättsgrundsatsen enligt ovan (22). Sedan konstaterar HD att allmänt sett måste den enskilda räkna med att få tåla inskränkningar i fiskerätten som är motiverade av fiskevårdande forskrifter. Vidare låg angelägna miljöskäl till grund för föreskrifterna i Torne älv. *Emellertid syftade föreskrifterna närmast till att bevara miljön, inte till att avvärja risker för denna*. Till detta kom att de klagandena hade bedrivit fiske i området under lång tid och att de hade inrättat sin ekonomi efter detta. *De hade heller ingen möjlighet att förutse begränsningar i fisket när de en gång hade förvärvat fastigheterna till vilka fiskerätten var knuten* (23). Dessutom *medförde fiskerestriktionerna ett så väsentligt ingrepp i deras verksamheter att det måste anses råda ett klart missförhållande mellan det allmännas fördel och den*

belastning som dessa medförde för fastighetsägarna. Sammantaget menar därför HD att sådana inskränkningar rimligen inte kan göras utan ersättning (24), varför staten ska kompensera kärandena för fiskeförbudet t.o.m. 2010. När det gällde bedömningen av skadans storlek konstaterar domstolen bara att staten inte kan freda sig med att åberopa sin egen försummelse. Jag förstår uttalandet som att skadebedömningen ska göras mot de förhållanden som rådde före 1987 års olagliga föreskrifter.

Avgörandet väckte omedelbara reaktioner. Lantbrukarnas riksförbund menade att domen har stor principiell betydelse. Skogsägare och lantbrukare som i dag inte kompenseras för liknande begränsningar kan nu komma att få ersättning, t.ex. då föreskrifter för vattenskyddsområden tvingat dem att sluta använda bekämpningsmedel eller gödsel på sina marker. Andra bedömare var av givna skäl mera försiktiga.³⁵ Bertil Bengtsson har kommenterat domen med att den ingår i en serie av avgöranden som visar på en alltmer aktivistisk inställning i skadestandsfrågor från HD:s sida.³⁶ Fiske-domen – tillsammans med en annan som gällde ersättning för förlust av medborgarskap, meddelad samma dag av samma sits – är emellertid första gången som domstolen dömer ut ersättning grundad direkt på RF.³⁷ Fiskeregleringen i Torne älv har visserligen genererat åtskillig rättspraxis om ersättning, men då har det gällt statens ansvar enligt 3 kap. skadeståndslagen (1972:207) för de olagliga föreskrifterna från 1987. Bengtsson ansåg emellertid att HD:s avgörande har begränsad betydelse för tiden efter 2010, då det ju gjordes klart i RF att ersättning inte utgår för rådighetsinskränkningar av hälso- och miljöskäl.

Själv är jag inte lika övertygad. Utgångspunkten är visserligen att ersättning för hälso- och miljömotiverade rådighetsinskränkningar endast kan utgå i lagreglerade situationer. HD uttalar ju att den ”allmänna rättsgrundsatsen” ska tillämpas i situationer då lagstiftningen inte ger vägledning. Ett inledande problem är emellertid att ”miljöskyddsskäl” inte är en klar avgränsning, vilket också Bengtsson pekar på. HD:s resonemang i den frågan är dessutom kryptiskt, då man skriver att fiskeföreskrifterna syftar till att ”till bevara miljön, inte till att avvärja risker mot denna” Hur ska man förstå det i förhållande till rådighetsinskränkningar som syftar till att rädda den inhemska Östersjölaxen från kollaps? Skillnaden mellan

³⁵ <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=161&artikel=5847061>.

³⁶ Bengtsson, B: Högsta domstolen fortsätter omvandlingen av skadeståndsrätten. Svensk Juristtidning (SvJT) 2014 s. 431.

³⁷ Högsta domstolen 2014-04-23 i mål nr T 5516-12.

bevarande och riskavvärjning är heller inte särskilt relevant för bedömningen av vad som utgör ”miljöskyddsskäl”. Även andra delar av HD:s domskäl är svårförståeliga, t.ex. när det gäller de klagandes kännedom vid tidpunkten för förvärvet av fastigheterna. Är det inte beroende på när det skedde eller menar domstolen att okunskapen kan inverka på ersättningsrätten även om fastigheten är köpt på 1960-talet då inga sådana restriktioner kunde förutses? Mest kritisk är jag emellertid till att domstolen rakt av påstår att fiskerestriktionerna medför ett så väsentligt ingrepp att ersättning ska utgå. Eftersom uttalandet gjordes som en del av tillämpningen av en allmän rättsgrundsats hade det varit klagande med stöd för ett så radikalt ställningstagande, exempelvis från Europadomstolens praxis. HD erkänner visserligen betydelsen av den praxisen, men direkta referenser saknas och enbart indirekta källor används. Det är olyckligt, särskilt som just torneälvsfisket ju varit uppe till Europadomstolens bedömning. *Alatulkkila and others v Finland* (ECtHR 2005-07-28) gällde 1997 års föreskrifter på den finska sidan och här godtog Europadomstolen regleringen, trots att den inte medförde någon ersättning till dem som drabbades.³⁸ Det kan vara svårt att jämföra fallen, men Europadomstolen gör i målet också en noggrann proportionalitetsbedömning med angivande av olika åtgärder och alternativ. En sådan saknas i HD:s resonemang, som i dessa delar framstår mera som fritt tyckande. En ytterligare sak som saknas i HD:s domskäl är den omvärldsanalys som alltid bör göras vid formuleringen av en allmän rättsgrundsats på ett område som är impregnerat av EU-rätt. Fiskeföreskrifterna i Torne älv var en del i ett större sammanhang, där såväl 1971 års Gränsälvsöverenskommelse som den aktionsplan för Östersjölaxen som utfärdades av IBSFS ingick.³⁹ Numera förvaltas laxfisket genom EU:s gemensamma fiskepolitik och en ny aktionsplan är föreslagen.⁴⁰ Det borde alltså vara en självklarhet i dessa sammanhang att bedöma de EU-rättsliga konsekvenserna av ett resonemang, t.ex. med avseende på reglerna om statsstöd. Sådana överväganden lyser emellertid med sin frånvaro i HD:s domskäl.

³⁸ Se även *Posti and Rahko v. Finland* (ECtHR 2002-09-24) som gällde fiske i Bottenviken.

³⁹ International Baltic Sea Fisheries Commission upphörde 1997, men dess aktionsplan för östersjölaxen gällde till 2006.

⁴⁰ Consultation paper to support the development of a Baltic salmon management plan. European Commission, Bryssel 2009-02-13 (MARE D(2009) 1460 (Annex); http://ec.europa.eu/dgs/maritimeaffairs_fisheries/consultations/baltic_salmon/consultation_document_en.pdf).

9. Slutsatser om kraven och verksamheterna

De förslag som Vattenverksamhetsutredningen presenterar för att anpassa vattenkraftsanläggningar till moderna miljökrav går alltså ut på att länsstyrelserna ska förelägga de verksamheter som har gamla och otidsenliga villkor att ansöka om nytt tillstånd enligt MB. En prioritering efter miljöbehov ska göras i enlighet med en nationell och regional vägledning. Kravet på nyprövning kan omfatta verksamheter med tillstånd enligt VRF, ÄVL och VL, liksom äldre rättigheter. Vid nyprövning ska miljöbalkens allmänna hänsynsregler tillämpas fullt ut, inbegripet rimlighetsavvägningen enligt 2:7 MB. De verksamheter som har tillstånd enligt MB som behöver moderniseras eller anpassas till nya förhållanden ska däremot omprövas efter sedvanligt initiativ av myndigheterna. Vid omprövning ska tillståndshavaren stå för utredningsunderlaget. Ersättning ska inte längre utgå för produktionsförlusten, dock föreslås en övergångstid på fem år efter det att de nya reglerna träder i kraft. Om en nyprövning medför att en verksamhet inte längre kan bedrivas eller avsevärt försvåras och det inte är rimligt att tillståndshavaren ska behöva tåla detta kan ersättning utgå under en övergångstid på tio år efter reglernas ikraftträdande.

Det bör noteras att det också har rests invändningar mot den föreslagna ordningen från miljövårdsintressena. Man pekar på att det inte finns någon absolut sluttid för nyprövningen och att den långsamma domstolsprocessen kommer att göra att processen tar många år att genomföra. Sverige kommer därför inte att hinna anpassa sina vattenförekoster till RVD:s krav på god ekologisk status i tid.⁴¹ Det ligger det mycket i den kritiken, särskilt om vi ser till historien om det svenska genomförandet av EU-regler på miljöområdet. Hur det blir den här gången beror emellertid på den politiska viljan och vilka resurser som statsmakterna väljer att satsa. Att förslagen däremot skulle medföra så stora krav eller snabb omställning för vattenkraften att de kan strida mot EKMR menar jag emellertid är taget ur luften. Det finns som framgått ovan inget stöd för en sådan slutsats i Europadomstolens rättspraxis. Som framgått ovan, har både den domstolen och EU-domstolen istället betonat att begränsningar kan göras i egendomsrätten om de är motiverade av ett miljöskyddsskäl och att ingreppet inte medför en orimlig belast-

⁴¹ Se särskilt Joakim Kruses särskilda yttranden i de två betänkandena. Kruse är biträdande vattenvårdsdirektör för Vattenmyndigheten Bottenhavet.

ning för den enskilda. Här bör det betonas att de vattenverksamheter som nyprövas kommer att ställas inför de allmänna miljökrav som följer av MB:s hänsynsregler och orimliga resultat kommer att kunna hanteras inom ramen för 2:7. Enligt den praxis som utvecklats på miljöområdet tar man normalt sett större hänsyn till befintliga verksamheter genom att de får längre tid på sig för att genomföra nya villkor. Det är emellertid karakteristiskt för det tonläge som råder i den svenska vattenrättsdebatten att man tar till påståenden om brott mot EKMR. I sammanhanget är det anmärkningsvärt att Advokatsamfundet – som ju ska representera något slags kvalificerad juridisk sakkunskap på rättighetsområdet – lånar ut sig till en sådan argumentation. Samfundet menar att utredningen drar alltför långt gångna slutsatser ur *Fredin-fallet*, men anger inga andra rättsfall som pekar i motsatt riktning. Det hade varit välkommet, särskilt Europadomstolen använder just det rättsfallet återkommande när frågan om rådighetsinskränkningar i givna tillstånd kommer på tal. Min slutsats av domstolens rättspraxis är att det är förenligt med artikel P1-1 EKMR att ställa moderna miljökrav på pågående verksamheter med tillstånd under förutsättning att det kan motiveras av tungt vägande allmänintressen – vilket miljöskäl regelmässigt anses vara – och tillståndshavarnas berättigade förväntningar respekteras. Det senare kan ske med tidsfrister eller – i kvalificerade fall – ersättning till dem som drabbas.

I detta sammanhang är det också intressant att diskutera regeln i 24:5 som säger att en omprövning inte får vara så ingripande att verksamheten inte längre kan bedrivas eller avsevärt försvåras. Begränsningen har diskuterats av flera utredningar och det kan nu sägas råda konsensus om att den inte går att tillämpa i EU-rättsliga sammanhang. Industriutsläppsutredningen – som hade i uppgift att föreslå regler för implementeringen av IED i Sverige – föreslog därför tillägget ”om inte annat följer av EU-rätten”.⁴² Vattenverksamhetsutredningen pekade på att begränsningen medför att miljörättsliga kravregler inte kan få genomslag vid omprövning och delade uppfattningen att den inte är förenlig med EU-rätten. Man ville emellertid ändå inte att den skulle avskaffas, eftersom den utgör ett visst skydd för den enskilda tillståndshavaren. Dessutom är de svenska domstolar ändå skyldiga att bortse från den om tillämpningen

⁴² Utredningens slutbetänkande var SOU 2011:86 Bättre miljö – mindre utsläpp. Uppdraget var att genomföra Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar) i Sverige.

skulle strida mot EU-rättsliga krav. För egen menar jag att Industriutsläppsutredningens förslag är svårt att tillämpa, då det mesta inom rättsområdet är EU-rätt och det kommer att uppstå en mängd besvärliga gränsdragningar mot den ”renodlade” nationella rätten. Här som annars är det enklast att ha en gemensam ordning för all slags miljö rätt. Jag anser vidare att Vattenverksamhetsutredningens förslag alls inte håller. Även om EU-rätten ger valfrihet till nationella lösningarna i medlemsstaterna, ställs ändå ett krav på transparent genomförande i enlighet med de kriterier som EU-domstolen upprepar gång på gång (min kursiv):⁴³

The transposition of a directive into domestic law does not necessarily require that its provisions be incorporated formally and verbatim in express, specific legislation; *a general legal context may*, depending on the context of the directive, *be adequate for the purpose*, provided that it does indeed *guarantee the full application of the directive in a sufficiently clear and precise manner* so that, where the directive is intended to create rights for individuals, *the persons concerned can ascertain the full extent of their rights* and, where appropriate, rely on them before the national courts.

Beroende på omständigheterna kan det alltså vara tillräckligt med en ”rättslig ram” för de EU-rättsliga kraven, men den fulla implementeringen måste vara säkerställd och de berörda ska kunna se vad det är som gäller. Man kan diskutera hur vid den rättsliga ramen är, t.ex. när det gäller definitioner av unionsrättsliga begrepp. En helt annan sak är emellertid att ha en regel som direkt strider mot EU-rätten och mena att den ändå inte får tillämpas av myndigheter och domstolar. Det är givetvis inte en ”rättslig ram” för bestämmelsen. I det här sammanhanget bör också påpekas att de ”rättigheter” som EU-domstolen talar om ovan inte har något att göra med EKMR:s motsvarande begrepp. Här avses istället de processuella möjligheterna att komma till tals för att försvara de intressen som skyddas i EU-rätten. Och, som numera är klargjort i rättspraxis, inom miljö rätten försvarar miljöorganisationerna per definition de allmänna intressena.⁴⁴ Den allmänhet som berörs av vattenverksamheterna – inklusive miljöorganisationerna – ska följaktligen kunna se vad det är som gäller vid omprövning, särskilt som de har rätt att överklaga både

⁴³ C-59/89 *TA Luft II* [1991], para 18.

⁴⁴ C-115/09 *Trianel* [2011], para 48, se Darpö, J: Rätten att klaga på miljöbeslut i EU-rättslig belysning. Del 1: Svensk rättspraxis om talerätten enligt miljöbalken i ljuset av nya avgöranden av EU-domstolen. *Europarättslig Tidskrift* 2013 s. 217.

tillsynsmyndigheternas beslut om att inte inleda omprövning och själva omprövningsbeslutet.⁴⁵ Sammanfattningsvis menar jag därför att begränsningsregeln i 24:5 måste avskaffas. Den hänsyn till tillståndshavarna som utredningarna hänvisar till kan tas inom ramen för den allmänna skälighetsregeln i 2:7 MB.

10. Tidsfrist och/eller ersättning?

Jag menar alltså att den föreslagna ordningen med nyprövning/omprövning med tidsfrister lever upp till de grundläggande kraven på att de berörda verksamhetsutövarnas intressen måste beaktas, samtidigt som en anpassning till moderna miljökrav kan ske. Det bör emellertid också finnas en ersättningsrätt för särskilda situationer. Normalt bör dock ersättning inte kunna komma fråga för verksamheter som bedrivs med stöd av äldre rättigheter eller domar från tiden före 1918 års VL. Här är det tillräckligt med en tidsfrist för när kraven senast ska vara genomförda. Med tanke på att den svenska prövningsprocessen tar mycket lång tid bör fristen kunna sättas till fem år och ändå innebära att miljömyndigheterna börjar meddela förelägganden om nyprövning snart efter det att reglerna trätt i kraft.

När det sedan gäller ersättningsfrågan är det tillfredsställande att det har börjat tränga ned en medvetenhet om det problematiska i att betala ersättning till verksamhetsutövare för att de ska leva upp till miljörättsliga och EU-rättsliga krav. Utredningen om ersättning vid rådighetsinskränkningar gick t.o.m. så långt att den ifrågasatte om inte den nya regeln i expropriationslagen som innebär att vi betalar 125 % ersättning vid rådighetsinskränkningar strider mot unionsrätten. När det sedan gällde statsstöd hänvisade man till kommissionens riktlinjer, där det bl.a. framgår att sådant får ges endast om åtgärderna leder till en miljöskyddsnivå som är högre än den som hade uppnåtts utan stödet och de positiva effekterna överväger de negativa effekterna i fråga om snedvridning av konkurrensen. Som exempel på tillåtet statsstöd nämns stöd till åtgärder som går längre än unionsnormerna, höjer nivån på miljöskyddet i avsaknad av sådana normer eller som är till för tidig anpassning till framtida nor-

⁴⁵ Se artikeln ovan om klagorätten med hänvisning till rättsfallen MÖD 2011:46, MÖD 2012:47 och MÖD 2012:48.

mer.⁴⁶ Utredningens analys av mötet mellan unionsrätten och de svenska reglerna är emellertid inte särskilt djupgående och i slutändan avfärdar man problematiken med att det nog aldrig blir skarpt läge eftersom miljökraven oftast ställs genom direktiv.⁴⁷ Samma inställning presenteras av Vattenverksamhetsutredningen.⁴⁸ Utan att gå in på frågan närmare, tror jag det är att underskatta kraften i det unionsrättsliga förbudet mot olagligt statsstöd. Om vi systematiskt ersätter verksamhetsutövare vid ny- eller omprövning för genomförandet av kraven enligt RVD eller AHD, kommer givetvis kommissionen att reagera.⁴⁹ Frågan bör alltså analyseras mera ingående, men det får anstå till senare tillfälle.

Även i andra avseenden är SOU 2013:59 mindre tydlig i diskussionen om när det kan bli aktuellt med ersättning för miljökrav. Jag kan hålla med om många av de slutsatser som dras, men har problem med de underliggande resonemangen. Utredningen har läst lagstiftningen och förarbetena och sedan diskuterat frågorna utifrån det materialet. Därmed har man missat att ersättningsreglerna ofta har historiska och – inte minst – politiska förklaringar. Exempel på det senare finns t.ex. när det gäller olikheter i reglerna om ersättning vid utbrott av smittsamma djursjukdomar. En bestämmelse som är omöjlig att förstå utan sin historiska bakgrund är ersättningen för inskränkningar av markanvändningen kring ett vattenskyddsområde. Dessa regler utvecklades för mer än 50 år sedan inom vattenrätten och ansågs ursprungligen vara en form av servitut till förmån för vattentakten. Som bekant ersätter man den ”tjänande” fastigheten i sådana sammanhang. Föreskrifterna i vattenskyddsområdena innehåller vanliga miljöskyddsåtgärder som förbud mot att lagra kemikalier, försiktig med besprutning och gödsling. Hade utredningen bara höjt blicken något, hade man insett det självklara – inte minst mot bakgrund av grundläggande miljörättsliga principer som försiktighetsprincipen och PPP som man annars hänvisar till – dvs. att för rådighetsinskränkningar som dessa ska samhället givetvis inte betala ersättning. Vidare förs resonemangen om tillstånd helt utan tidsfaktorn beaktas. Därmed missar man att det är stor skillnad mellan att ställa nya krav på en verksamhet efter

⁴⁶ SOU 2013:59 s. 71 f. med hänvisningar till Gemenskapens riktlinjer (2008/C 82/01) för statligt stöd till miljöskydd.

⁴⁷ SOU 2013:59 s. 115.

⁴⁸ SOU 2013:69 s. 261.

⁴⁹ Såvitt jag känner till har redan en kommunikation om detta inletts under EU Pilot. Närmare detaljer om detta är emellertid svårt att få fram, då ju dessa numera regelmässigt hålls hemliga.

tre eller fem år efter tillståndet meddelades, jämfört med att ställa dessa på en verksamhet som bedrivits med oförändrade villkor i 30 eller 50 år. Ganska ofta använder utredningen uttrycket ”naturlig” som grund för sina bedömningar, vilket är svårt att förhålla sig till. Man påstår vidare att det inte är ”rimligt” att den enskilda tillståndshavaren får bära kostnaden för att den allmänna opinionen har svängt eller för att tillståndsmyndigheten har missbedömt en risk.⁵⁰ Det tycker jag är en fråga som är svår att ta ställning till utan att känna till andra aspekter, som exempelvis tidsfaktorn, vad slags verksamhet det är frågan om, investeringscyklarna inom branschen, osv. Man kan onekligen också anlägga ett motsatt synsätt, vilket illustreras av det tyska beslutet att avveckla kärnkraften efter Fukushima. Här menar regeringen att det bör ske utan ersättning till de inblandade företagen, trots att villkoren har ändrats sent och ganska dramatiskt.⁵¹ Grunden för den inställningen är en tanke om ett gemensamt ansvar som innebär att alla aktörer ska vara med och dela på bördorna när samhällsvärderingarna ändras. Nu har givetvis de inblandade företagen utmanat beslutet i Författningsdomstolen och vi vet inte hur det står sig. Den underliggande idén är emellertid förankrad i miljörättsdiskussionen i Tyskland och den är intressant att använda som jämförelse.⁵²

Mina invändningar gäller som sagt främst de underliggande resonemangen i utredningen. Däremot håller jag med i slutsatsen att ersättningsrätten vid omprövning av vattenverksamhet bör tas bort, liksom jag håller med Vattenverksamhetsutredningen om att ersättning bör kunna ges för nyprövning/omprövning av vissa situationer under en övergångsperiod. Låt mig ge några hållpunkter för en sådan lösning. Till att börja med bör förutsättningarna vara stränga och inte täcka situationer då tillståndshavaren fått tid på sig till anpassning till de grundläggande miljökraven, vilket också är Vattenverksamhetsutredningens inställning. Till skillnad från utredningen anser jag emellertid att ersättningsmöjligheten bör ges i administrativ ordning med sedvanliga möjligheter att överklaga till miljödomstol. Rätt utformad kan nämligen en sådan lösning erbjuda klara fördelar jämfört med ersättningstalan i domstol. En är att rätte-

⁵⁰ SOU 2013:59 s. 136.

⁵¹ Se Lindell, H: Ersättningsrättens gränser vid ingrepp i tillstånd till kärnteknisk verksamhet. Examensuppsats vt-14 vid Juridiska fakulteten, Uppsala universitet. <http://uu.diva-portal.org/smash/searchlist.jsf?searchId=1>.

⁵² Se Winter, G: The Rise and Fall of Nuclear Energy Use in Germany: Processes, Explanations and the Role of Law. *Journal of Environmental Law (JEL)*, January 24, 2013. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=2209027>.

gångskostnadsreglerna i den sedvanliga processen kan vara synnerligen processdrivande. De bygger nämligen på att den som begär ersättning har rätt att få sina ombudskostnader täckta i första instans, i stort sett oavsett hur ogrundad talan är.⁵³ Erfarenheterna visar att det allmänna därmed försätts i en utpressningssituation. Med en administrativ ordning kan lagstiftaren också ta ett helhetsgrepp på frågan om reglerna är förenliga med EU-rätten. Har man istället en allmän regel som grund för ersättningsanspråken blir det domstolarna som från fall till fall ska göra den bedömningen, vilket inte främjar det systematiska angreppssätt som måste användas i dessa sammanhang. En administrativ ordning bör också kunna bygga på att ersättning utgår med skäligen belopp och därmed bör man kunna gå ifrån den kontroversiella 125 %-regeln. Det finns slutligen heller inget som hindrar att man i ett sådant ersättningssystem bygger in fonder och stödpaket för att underlätta anpassningen till miljökraven, givetvis under förutsättning att de är förenliga med unionsrätten.

11. Slutord

I artikeln har jag diskuterat några grundläggande frågor om mötet mellan gamla vattenrättsliga tillstånd och nya miljökrav. Ambitionen har varit att belysa två saker; dels att de allmänt formulerade farhågorna för att en ordning som bygger på nyprövning av otidsenliga tillstånd skulle strida emot EKMR är grundlösa, dels att den vattenrättsliga diskussionen måste föras med ett tydligare EU-rättsligt perspektiv. Förhoppningen är att artikeln kan bidra till en mera sansad debatt. Det börjar nämligen bli hög tid att gå vidare till andra frågor kring vattenverksamheterna, där det finns ett angeläget behov av analys och konstruktiv diskussion. I artikeln flaggar jag för att mötet mellan EU:s statsstödsregler och miljöbalkens ersättningsregler är en sådan. En annan kan vara att jämföra användningen av tidsbegränsade tillstånd i olika rättssystem, kanske i en nordisk komparation. Det nationella genomförandet av EU:s s.k. ålförordning (1100/2007) är också intressant. Den har i Sverige implementerats genom en frivillig avsiktsförklaring från de inblandade vattenkraftsbolagen, vilket bör diskuteras mot bakgrund av det unionsrättsliga kravet på en tydlig rättslig ram. Många av frågorna rör RVD och flera av de farhågor

⁵³ Se MÖD 2003:75 för en illustrativ belysning av de låga krav som ställs på att käranden ska anses ha "tillräckliga skäl" att inleda rättegång och därigenom få sina kostnader ersatta av det allmänna.

som har uttalats om det svaga genomförandet av miljökvalitetsnormerna för vatten bör utredas och diskuteras vidare. Så sker visserligen redan idag inom forskningsprogrammet SPEQS med deltagare från flera universitet och discipliner.⁵⁴ Programmet är emellertid begränsat till vissa delområden, varför det fortsatta forskningsbehovet är stort och långsiktigt.

⁵⁴ <http://www.speqs.se/forskning/>.

Gabriel Michanek

One national wind power objective and 290 self-governing municipalities*

1. Introduction

The chief question in this chapter is whether Sweden will be able to rapidly permit thousands of wind power installations so that the total electricity production from wind resources increases from around 10 TWh in 2013 to 30 TWh in 2020. The target 30 TWh is part of the Swedish wind power policy, adopted by the Parliament in 2009, and also one of the means to fulfil Sweden's commitment according to the EU Renewable Energy Directive.¹ A potential obstacle to achieving this target is the legal power vested in the municipalities in connection with both physical planning ("municipal planning monopoly") and permitting of big wind power installations ("municipal veto"). This paper analyses the Swedish decision-making procedure for wind power installations and in particular the municipal legal power.

The chapter is structured as follows. Section 2 provides a background in which the Swedish development of wind power is put into a political and legal historical context. Section 3 describes the role of Swedish municipalities in general terms. Section 4 explains the decision-making procedure in connection with wind power developments, which was subject to a legal reform in 2009. The question of how legal municipal powers af-

* *Renewable Energy Law in the EU: Legal Perspectives on Bottom-up Approaches* (eds. Peeters M. and Schomerus T.), Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing (2014), 144–164.

¹ Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/ 77/EC and 2003/30/EC.

fect decisions on wind power development is scrutinized in greater detail, first in Section 5 as regards physical planning according to the Planning and Building Act,² then in Section 6 as regards permitting according to chapter 9 of the Environmental Code.³ Section 7 explains the authorization of smaller wind power installations according to the Planning and Building Act. Section 8 provides the concluding remarks.

2. The Wider Energy Policy Context

Modern Swedish energy policy has a history of political controversies, rooted in the oil crises during mid-1970s. The Parliament adopted in 1975 the first national energy policy decision, in which wind, biomass and other renewable energy resources were seen as important future alternatives to fossil fuels. Municipalities were supposed to play an important role in the transition, not least through a legally stipulated “municipal energy planning”, aiming at efficient energy management.⁴

However, the nuclear issue split the Swedish population and the political debate was intense during the late 1970s, even leading to governmental crises. The Three Mile Island nuclear power accident in the USA in 1979 broke the camel’s back, triggering a Swedish referendum on the nuclear issue in 1980. Although the results of the vote were disputed, the Parliament decided, on the one hand, to adopt a long term energy policy where nuclear and fossil fuels gradually are substituted with efficient reduction of energy consumption and increased use of renewable energy resources, but, on the other hand, to expand as soon as possible the number of nuclear reactors from the six already operating to twelve, which the Parliament set as the maximum allowed. Whereas further ex-

² [Plan- och bygglagen] (SFS 2010:900).

³ [Miljöbalken] (SFS 1998:808). The Environmental Code entered into force 1 January 1999, substituting 16 acts. The Code applies to a wide range of activities and issues, such as nature conservation, pollution prevention, remediation of contaminated sites, water works, chemicals, genetically modified organisms and waste. The Code’s objective is “sustainable development” including, *inter alia*, protection of human health and the environment against pollution, conservation of biodiversity and efficient management of resources and energy (ch 1 sec 1). Many regulations have been enacted pursuant to the Code.

⁴ Act on Municipal Energy Planning [Lag om kommunal energiplanering] (SFS 1977:439). The role of the act in connection with the national energy policy implementation is described in the government bill, prop. 1976:30, bilaga 1, 335–336. See also prop. 1976/77:129, 42.

tensive development of hydropower was environmentally controversial and halted,⁵ the policy envisaged instead a strongly increased use of wind, solar, biomass and other renewable energy resources. The political objective was to close down the last nuclear reactor in 2010, a policy that, not surprisingly, failed.⁶ Only two reactors have been terminated.⁷ The production in several of the existing reactors has increased and the Parliament decided in 2010 that the ten remaining reactors may be substituted with new ones,⁸ provided they are erected at the same place and that new permits are issued in accordance with today's stricter standards. No permit procedures have yet commenced.

Despite the failure to terminate nuclear energy production, the development of renewable energy is still in 2013 an important objective of Swedish energy policy. According to the Swedish National Renewable Action Plan (NREAP), related to the EU Renewable Energy Directive, the target is to attain a 49 per cent share of renewable sources in the gross consumption of energy by 2020, starting from 39.8 per cent in 2005.⁹ With regard to the natural conditions in Sweden – a large, not densely populated country with apt wind conditions¹⁰ – and the political aversion towards further extensive development of hydro power, wind power is, together with biomass production, supposed to play the most important role in the implementation of the EU target. As said, the Parliament decided in 2009 upon a planning objective to attain 30 TWh wind power production in 2020.

Economic preconditions for wind power have in general been favourable for many years, although varying from time to time.¹¹ The green

⁵ Environmental Code, ch 4 sec 6 protects a number of water courses from hydropower development, as a principal rule.

⁶ See further Michanek and Söderholm (2009), ch. 2.

⁷ The first closed in 1999, the second in 2005, both reactors at the Barsebäck nuclear power station in the south of Sweden.

⁸ The Act on Nuclear Technology Activities [Lag om kärnteknisk verksamhet] (SFS 1984:3) explicitly prohibited the government from issuing a permit for a new reactor. The act even prohibited the preparation of a new reactor. These prohibitions were revoked 2009.

⁹ The Swedish National Action Plan for the promotion of the use of renewable energy in accordance with Directive 2009/28/EC and the Commission Decision of 30.06.2009. Annex to Government Decision 2010-06-23, I27, Doc. No. 2010/742/E (in part 2009/7789/E).

¹⁰ The area of Sweden is 450 295 km², the fifth largest country in Europe.

¹¹ See for example Michanek and Söderholm (2006), ch 3.

certificate system has in this respect played a crucial role.¹² It is a market-based system aiming to increase the use of renewable energy sources (wind power, solar energy, wave energy, geothermal energy, biofuels and small scale hydro power) and peat by 17 TWh relative to the production in 2002. Basically the system is constructed so that each producer (operating an approved plant) receives one electricity certificate unit for each produced and metered megawatt hour of electricity from the mentioned renewable energy sources or peat. All electricity suppliers and certain users of electricity must purchase certificates corresponding to a proportion (quota) of their electricity sales or electricity use. By selling certificates, the electricity producers receive an income additional to what they earn from selling the electricity. Thereby, the certificate system creates incentives to produce electricity from renewable resources.

Still, despite good natural, political and economic preconditions, the Swedish development of wind power has historically been strikingly slow compared to Denmark, Germany, Spain, the UK and several other states. As late as 1997, only 0.2 TWh was produced by Swedish wind power installations. It was not until the past few years that the construction of wind power installations has increased significantly: 3.5 TWh was produced in 2010 and 7.1 TWh in 2012.¹³ Production in 2013 has been estimated at 9.9 TWh.¹⁴

Why then has wind power development in Sweden been relatively slow? A major reason is legal constraints.¹⁵ Three factors from this domain have been highly influential: (1) imprecise rules for solving conflicts with opposing interests; (2) overlapping permitting and planning procedures; and (3) strong legal power vested in municipalities. These three factors are included in the following discussions.

¹² Act on Electricity Certificates [Lag om elcertifikat] (SFS 2011:1200).

¹³ Energimyndigheten, *Energiläget i siffror 2013*, accessed 5 September 2014 at <https://energimyndigheten.a-w2m.se/Home.mvc?ResourceId=2785>.

¹⁴ <http://www.vindkraftsbranschen.se> (accessed 5 September 2014). In comparison, hydro power produced 77.7 TWh and nuclear 61.2 TWh in 2012, Energimyndigheten, *Energiläget i siffror 2013*, accessed 5 September 2014 at <https://energimyndigheten.a-w2m.se/Home.mvc?ResourceId=2785>.

¹⁵ See for example Pettersson (2008). Maria Pettersson has in several publications analysed legal preconditions for wind power development in Sweden in comparison with other European states.

3. Local Self-Government

The national energy policy is created by the Parliament and the Ministry of Enterprise, Energy and Communications, assisted by the Swedish Energy Agency (*Energimyndigheten*). Sweden is divided into 21 Counties (regions); County Boards are responsible for the realization of different state interests at the regional level, including, *inter alia*, development of trade and industry, energy and environmental protection.

Sweden has 290 municipalities, varying in geographical size from 8.7 km² to 19140.3 km² and in population number (as of year 2012) from 2,421 to 881,235.¹⁶ There are direct elections to Municipal Parliaments. Among many other things, the Municipal Parliaments decide upon various local policies, for example concerning future local wind power development. Another important task is to adopt physical plans.¹⁷ The municipal organization includes also committees (*nämnder*) responsible for specific matters: *inter alia*, a Building Committee and a Committee for Protection of Health and the Environment. An important task for committees is to apply the law in individual cases, such as the Environmental Code and the Planning and Building Act (see examples below). This role is often debated as the deciding Committee members are politicians selected from the local parties.

The “Instrument of Government” (*Regeringsformen*),¹⁸ which is the most important constitutional statute, declares in general terms, that Swedish democracy “shall be realized through a representative and parliamentary polity and through local self-government”. The principle of “local self-government” is often referred to by Swedish politicians at central state level when powers are delegated to municipalities; there is in fact a strong political “decentralization culture” in Sweden, affecting many sectors of society, not least in the field of the environment. According to the Environmental Code, municipalities are in charge of, for example, supervision and control of many types of polluting activities, of local health protection, of handling of chemicals and of waste management.

¹⁶ http://www.scb.se/sv/_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Befolkning/Befolkningens-sammansattning/Befolkningsstatistik/25788/2013M09/Helarsstatistik-Kommun-lan-och-rikt/Folkmand-i-rikt-lan-och-kommuner-31-december-2012-och-befolknings-forandringar-2012/ (accessed 22 August 2014).

¹⁷ *Infra*, Section 5.

¹⁸ Decree on a Decided New Instrument of Government [Kungörelse om beslutad ny regeringsform] (SFS 1974:152).

Municipalities are assigned a right to veto in connection with decisions by the national government on big, potentially very harmful installations (nuclear plants and nuclear deposits, big metal factories, big mines and so on; see further Section 4 below). They also have a right to veto regular permits to wind power installations of a certain size (Section 6 below). Furthermore, municipalities are empowered to decide upon exemptions from the legal protection of shores, which includes a general prohibition on constructing buildings and performing certain other activities 100 meters from the shore line (normally). Very important is the municipal planning monopoly according to the Planning and Building Act, which will further elaborated on in Section 5.

As mentioned in Section 2, Sweden has a specific Act on Municipal Energy Planning, according to which each municipality must have an up-to-date municipal plan. The aim is to promote efficient management of energy (including energy conservation), a secure supply of energy and a coordination of energy issues between different sectors of society. Municipal energy planning is entirely a local issue.¹⁹ No state authority can force a reluctant municipality to carry out an up-to-date plan or to revise a plan which is not in conformity with national energy objectives. The municipal energy plan has no legally binding force.

4. Authorization Procedures For Wind Power Installations

Before 1 August 2009, the authorization procedure for the construction of big wind power installations, according to the Planning and Building Act and the Environmental Code, included both physical planning decisions (foremost master plans and/or detailed development plans) and several permits. As each decision was possible to appeal, the applicant had quite often to live with uncertainty for a long period of time, sometimes more than ten years. Investments in wind power were most likely hampered by this overlapping decision-making process.²⁰

¹⁹ A strategic environmental assessment is required if the municipal energy plan may cause “significant environmental impact”, Act on Municipal Energy Planning, sec 8.

²⁰ Regarding the procedure before 2009, see Michanek and Söderholm (2006), ch. 5.

The process was criticized and led to a legal reform in 2009.²¹ Wind power installations are now basically divided into two categories. The first consists of big installations requiring a permit according to chapter 9 of the Environmental Code,²² issued by a County Board. These are so called group stations consisting of “two or more wind turbines standing together if each of the turbines including rotor is higher than 150 meters”, or, “seven or more turbines standing together ... if each of the turbines including rotor is higher than 120 meters”.²³ Offshore wind power installations also require a permit according to chapter 11 of the Environmental Code (which applies to “water operations”).²⁴ When chapter 9 and chapter 11 permits are issued, decisions on wind power installations according to the Planning and Building Act are basically no longer required; no building permit is needed and a detailed development plan is necessary only if the demand for building in the area is high.²⁵

Other wind power installations, not permitted according to chapter 9 or 11 of the Code,²⁶ need instead a building permit according to the Planning and Building Act, issued by a municipal Building Committee, provided the wind turbine exceeds a height of 20 meters.²⁷ Detailed development plans are sometimes required as well (there is considerable discretion in the law, see further Section 7 below), normally issued by the municipal parliament.²⁸

²¹ Preparatory works are foremost Commission report SOU 2008:86 *Prövning av vindkraft*, and the subsequent Government bill, prop. 2008/09:146.

²² Environmental Code, ch 9 applies to “environmentally hazardous activities” [“miljöfarlig verksamhet”] (defined in sec 1), i.e. the use of land, buildings or installations with risk for causing pollution, noise or other nuisances. The EIA procedure is regulated in Environmental Code, ch 6 and the Regulations on Environmental Impact Assessments [förfordningen om miljökonsekvensbeskrivningar] (SFS 1998:905).

²³ Environmental Permitting Regulations [miljöprövningsförfordning] (SFS 2013:251), ch 21 secs 10–11. A permit is also required when a wind turbine is added to an existing group station, see further legal text.

²⁴ A ch. 11 permit is required irrespective of size (basically always), see secs. 9 and 12.

²⁵ Planning and Building Act, ch. 4 sec. 3 and Planning and Building Regulations [Planoch byggförfordning] (SFS 2011:338), ch. 6 sec. 2 para. 1 item 2.

²⁶ The operator is still entitled to apply for such a permit on his or her own initiative, Environmental Code, ch. 9 sec. 6 a.

²⁷ A building permit is needed also if a wind turbine is placed at a distance from the property boundary that is less than the height of the turbine, if it is fixed mounted on a building, or if the turbine exceeds three meters; Planning and Building Regulations, ch. 6 sec. 1 item 6.

²⁸ Planning and Building Act, ch. 4 sec. 2, see further *infra* Section 5.

This is the main system for decision-making in connection with wind power development. By excluding the bigger installations from the requirements for a building permit and a detailed development plan, the legal reform of 2009 limited somewhat the number of decisions needed and thereby the possibilities to appeal. It was expected that shortened procedures would decrease the costs for investors in wind power.²⁹ However, other authorizations than those mentioned above are sometimes also required, depending on the individual situation. If an installation is likely to cause a significant impact on a special protection or special conservation area (Natura 2000), a separate permit is required according to the Code.³⁰ When several permits are required according to the Environmental Code, the permitting procedure is normally coordinated.

Moreover, the national government may assess the “permissibility” of big installations or activities according to chapter 17 of the Environmental Code.³¹ Apart from certain situations specified in the legislation (such as uranium mining), which as a principal rule shall always be considered according to chapter 17,³² the government has a large amount of discretion to determine on a case-by-case basis whether, for example, the permissibility of a wind power installation should be assessed according to chapter 17 or not; the government may do so if, “with regard to the interests to be promoted by this Code in accordance with chapter 1, section 1, the scope of the activity is or is likely to be substantial or intrusive”.³³ If the government in a particular case decides to assess the “permissibility”, the chief question is if the project as such should be allowed on the proposed site. If the permissibility decision is positive, subsequent permitting can normally not lead to a prohibition or to disallowance of the site. The main function of the subsequent permitting is instead to for-

²⁹ Government bill, prop. 2008/09:146, 50.

³⁰ Ch. 7 sec. 28 a.

³¹ The decisions are taken by the entire government, although the case is prepared within a specific ministry, often the Ministry of Environment.

³² Ch. 17 sec. 1. The government may occasionally, if “special reasons” are present in the particular case, decide not to try such a case under ch. 17.

³³ Ch. 17 sec. 3. This provision refers to ch. 1 sec. 1, which formulates the objectives of the Environmental Code, including, *inter alia*, protection against pollution, conservation of biodiversity and “efficient management of energy”. The municipality may request the government to consider the permissibility of wind power installations of a certain size (sec. 4 a), but it is still the government that finally determines whether or not to assess an activity according to ch. 17.

mulate the specific conditions for the activity (for example noise emission limits).³⁴ However, if the permitting process indicates, when scrutinising the likely environmental consequences of all the suggested permit conditions, that the project would conflict with EU environmental law (for example the protection of a Natura 2000 area according to the Habitats Directive),³⁵ the permit authority (normally the County Board or the Land and Environmental Court) shall deny a permit, despite the positive permissibility decision by the national government.³⁶

Before the governmental permissibility decision, several authorities have a say. However, the standpoint taken by the municipality, in which the project is planned to be conducted, is normally decisive; the municipality must agree to the application. This so-called “municipal veto” may be overruled by the Government when certain types of installations are assessed (for example, a nuclear waste deposit), if “from national point of view [it] is particularly important that the activity is performed” and certain additional preconditions also are fulfilled. However, this exemption does not apply to wind power installations assessed according to chapter 17; the veto is then final.³⁷

5. Physical Planning and Wind Power Development

5.1 National Competences

Chapters 3 and 4 of the Environmental Code include “provisions concerning the management of land and water areas” that may be characterized as a sort of *national physical planning*. The provisions are applied in connection with municipal physical planning according to the Planning and Building Act and in connection with permitting according to different statutes, for example the Environmental Code. The provisions will not be described in detail here but some general remarks are neces-

³⁴ The government may already in the permissibility decision (ch. 17) add specific conditions to satisfy public interests.

³⁵ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

³⁶ This follows from a recent Supreme Court verdict, NJA 2013 s 613.

³⁷ Ch. 17 sec. 6.

sary.³⁸ Many of the formulations are vague and provide for balancing of interests. Some rules provide for rather far-reaching protection, but there are also exemptions that are difficult to interpret.³⁹ It is therefore not possible to predict with certainty how the provisions affect wind power developments.

The possibility of assigning areas as of “national interest” for certain purposes is particularly important. Specific geographical areas (representing, *inter alia*, mountains, coasts, forests and rivers) in chapter 4 are directly described in the legal text as of “national interest” for nature conservation or cultural heritage. In other words, the national Parliament has in terms of legislation determined to protect, to various extents, these areas from harmful exploitations and other negative impacts (such as pollution). Wind power developments are sometimes hindered or limited by the provisions in chapter 4, depending on which of the provisions applies and the actual conflicts in the particular case.

Chapter 3 is constructed differently; state agencies within various sectors are empowered to designate specific geographical areas as of “national interest” for certain purposes specified in the Chapter 3 provisions, such as reindeer herding, aquaculture, nature conservation and cultural heritage, mineral deposits, military defence installations and industrial and energy installations.⁴⁰ For example, the Swedish Environmental Protection Agency designates areas of “national interest” for nature conservation, while the Swedish Energy Agency designates areas of “national interest” for wind power installations (423 areas designated in 2013).⁴¹ If an area is designated as of “national interest” for wind power installations according to chapter 3, other uses are normally prohibited if the use of wind power installations (whether or not already placed in the area) is “significantly obstructed”. Conversely, in areas of “national interest” for other purposes in chapter 3 (for example reindeer farming or nature conservation), wind power installations are prohibited if they significantly

³⁸ See further Michanek and Zetterberg (2012), ch. 9.

³⁹ An apparent example is ch. 4 sec. 1, second paragraph; none of the protective provisions in ch. 4 (some of which provide in and of themselves very strict protection of the area) shall constitute “an obstacle to the development of existing urban areas or local industry”.

⁴⁰ The assignment is not formal legally binding, courts and other decisionmaking authorities must themselves determine the status in each case. However, prior assignments are almost always accepted as accurate.

⁴¹ These cover ca 10 000 km², i.e. 2 per cent of Sweden’s surface.

obstruct or damage the “national interest”. However, if an area is considered as of “national interest” for both wind power installations and another conflicting purpose (or several conflicting purposes), there is a quite significant discretion for planning municipalities and permitting authorities in applying the provision to individual cases.⁴² This competition between different “national interests” comes up from time to time and the Land and Environmental Court of Appeal has in several cases given priority to the wind power interest, claiming its importance with respect to the overall objective in the Code to promote “sustainable development” and in particular for the implementation of the Swedish climate and wind power policies.⁴³

5.2 Municipal Competences

National Parliament (chapter 4 of the Environmental Code) and state agencies (chapter 3 of this Code) have most of the responsibility for planning at the national level.⁴⁴ *Local physical planning* of land and water areas, however, is carried out by municipalities according to the Planning and Building Act. There are four types of physical plans; the most important in connection with wind power development are “master plans” and “detailed development plans”.⁴⁵ A master plan reflects the municipality’s intentions as to how to use and conserve land and water areas for different purposes. The plan shall encompass the entire geographical area of the municipality. An important task for the municipality is to indicate in the master plan how to implement “national interests” according to chapters 3 and 4 of the Environmental Code,⁴⁶ *inter alia*, the use of areas

⁴² Ch. 3 sec. 10: “Where any of the areas mentioned in secs 5–8 are of national interest for incompatible purposes, priority shall be given to the purpose or purposes that are most likely to promote sustainable management of land, water and the physical environment in general”. Ch. 4 prevails if there is a conflict with national interests in ch. 4.

⁴³ See for example Land and Environmental Court of Appeal [Mark- och miljööverdomstolen] 2011-11-23 in cases M 824-11, M 825-11 and M 847-11.

⁴⁴ County Boards and municipalities are involved in the preparation phase where areas of national interest are selected.

⁴⁵ Other plans are “regional plans” (not legally binding, covering several municipalities) and “area regulations” (legally binding, normally used for smaller groups of houses in rural areas as an alternative to detail development plans).

⁴⁶ Planning and Building Act, ch. 3 sec. 5.

of “national interest” for wind power development according to chapter 3, section 8.

The Planning and Building Act is based upon a *municipal planning monopoly*, meaning planning is actively conducted by the municipality. A Strategic Environmental Assessment is necessary if the plan may lead to “significant environmental impact”. The planning process includes ample opportunities for the general public to participate and argue for alternative solutions. It is normally the Municipal Parliament that decides upon the adoption of physical plans.⁴⁷ A person having legal standing can appeal these decisions,⁴⁸ but only in terms of a judicial review (which basically excludes the possibility of challenging the municipal balancing of interests).⁴⁹ The task for the County Board, as representative of the state, is to control the planning in order to safeguard important state interests, not least the realization of “national interests” according to the Environmental Code. The Board is consulted at an early stage of the planning process, and shall, later, develop a review statement on the plan. The Board “shall” under certain preconditions assess and revoke (but not replace or alter) the planning decision.

5.3 Consequences for Wind Power Development

What does the physical planning system mean for wind power development in Sweden? Municipalities with ambitions to develop wind power can significantly influence the location of wind power installations in subsequent permitting by providing up-to-date and informative physical plans.⁵⁰ The Land and Environmental Court of Appeal regards a master plan, pointing out specific areas within the municipality for wind power development, as a “document of significant importance for the consideration of sites”, which (according to the Court) is clearly more important than a “municipal wind power policy”.⁵¹ Obviously, a detailed develop-

⁴⁷ As regards detailed development plans, the municipality may under certain preconditions apply a “simple plan process” [“enkelt planförfarande”], basically if the plan is deemed to be non-controversial, ch. 5 sec. 7.

⁴⁸ The preconditions for legal standing are rather complex and are not described here.

⁴⁹ See the example *infra*, Section 7.

⁵⁰ The municipality is not legally bound by a master plan when conducting a detailed development plan, but the master plan is nevertheless an important guiding document also in this context.

⁵¹ Environmental Court of Appeal [Miljööverdomstolen] 2009:4.

ment plan fulfils the same guiding function. However, these have, unlike master plans, a legally binding effect in the sense that an area set aside for wind power installations (for example) cannot normally be used for other purposes.⁵²

In contrast, municipalities with a negative attitude towards wind power development may prevent the construction of wind power installations. First, the municipality can choose not to plan. Although the Planning and Building Act explicitly requires an up-to-date master plan covering the entire municipality,⁵³ the act includes no remedies if this obligation is not complied with. The status of master plans therefore varies quite significantly in practice, both as regards topicality and information value. Detailed development plans are also legally required under certain preconditions,⁵⁴ but the provision provides for significant discretion for the municipality when it comes to planning in rural areas, where big wind power installations are often located. If a municipality is passive, the national government may under certain preconditions “direct the municipality to adopt, amend or annul a detailed development plan (planning injunction)” and, if necessary, itself conduct the planning assisted by the County Board.⁵⁵ A planning injunction may be used for the purpose of satisfying a “national interest” (for example wind power installations in a certain area). However, planning injunctions have never been used in practice according to this or the previous Planning and Building Act (from 1987) and before that only twice. This is presumably a result of a strong political respect, at the national level, for the principle of municipal self governance.⁵⁶

Secondly, municipalities may prevent wind power development also by prioritising other uses of land or water areas. The Planning and Building Act provides a large amount of discretion for the municipalities when balancing different interests.⁵⁷ Although the County Board takes part in the planning process, and shall react if the “national interest” for, *inter alia*, wind power development in an area is not satisfied, it is finally the municipality that adopts all plans. The County Board can never assess and revoke a municipal decision to adopt a master plan. The situation is

⁵² See e.g. Environmental Code, ch. 2 sec. 6.

⁵³ Ch. 1 sec. 3.

⁵⁴ Ch. 4 sec. 2.

⁵⁵ Ch. 11 secs. 15–16.

⁵⁶ *Supra* Section 3.

⁵⁷ Ch. 2.

different after a municipal decision to adopt a detailed development plan. The Board “shall” assess and revoke the plan decision if certain legally defined preconditions are present.⁵⁸ This is so if the plan decision does not satisfy a “national interest”. For example, a decision shall be assessed and revoked if the plan provides for new dwellings and these buildings would significantly obstruct the extraction of wind energy in an area of “national interest” for wind power installations. This legal control protects the wind power interest to a considerable extent if the area is of “national interest” for wind power development only, but not if the same area is of national interest also for an additional purpose (see above). Moreover, the ambitious Swedish national wind power policy presumably necessitates location of wind power installations in many windy areas not designated as “national interest” for wind power development. If the precondition “national interest” is absent, the County Board cannot assess and revoke a detailed development plan on the ground that it does not satisfy the wind power interest.

Besides the County Board’s “*ex officio*” control of detailed development planning, persons with legal standing can appeal municipal decisions to adopt both detailed development plans and master plans. However, although a potential wind power developer can have the right to appeal (for example, as land owner) to a plan which prevents wind power installations in an area, the plan decision can only be subject to a judicial review, with no possibility of questioning, for example, whether the interest of wind power development is neglected while giving priority to other interests; balancing of interests is a matter that can be decided by the municipality only, not by a court during judicial review.

6. Municipal “Veto” in Connection With Permitting of Wind Power Installations According to Chapter 9 of the Environmental Code

Big wind power installations require a permit according to chapter 9 of the Environmental Code, which is assessed by the County Board, more precisely by a specific regional Environmental Permitting Board (allo-

⁵⁸ Ch. 11 secs. 10–11.

cated within the County Boards).⁵⁹ Decisions can be appealed to the Land and Environmental Court and after that to the Land and Environmental Court of Appeal.⁶⁰

The process is initiated by consultations with different stakeholders, resulting in an EIA which has to be separately approved by the County Board.⁶¹ In the subsequent permitting, the Board must be assured that the project complies with certain “general rules of consideration”, which stipulate requirements to take different kinds of precautionary measures.⁶² Not least important in connection with wind power projects is the obligation to choose a site where it is “possible to achieve the purpose with a *minimum* of damage or detriment to human health and the environment” (author’s italics).⁶³ The burden of proof is on the operator (applicant),⁶⁴ who needs to indicate (foremost in the EIA) that the proposed site is the best from a health and environmental protection point of view compared to alternative sites in the region where wind energy could be extracted.⁶⁵ The resource management provisions in chapters 3 and 4 of the Code are also applied when the site is considered.⁶⁶ As already mentioned, up to date and informative municipal plans adopted according to the Planning and Building Act provide important additional guidance.⁶⁷

Various authorities, organizations, neighbours and the public can take part in the process, both during the prior EIA procedure and in the subsequent permitting, which includes an official meeting. On the whole,

⁵⁹ Supra Section 4.

⁶⁰ Sweden has 21 County Boards, five Land and Environmental Courts (within five of the civil courts) and one Land and Environmental Court of Appeal (within the Civil Court of Appeal in Stockholm. Leave of appeal is required in order to have an appeal heard). The courts were before 2011 named “Environmental Courts” and the “Environmental Court of Appeal”. The term “Land” was added to indicate that the courts became responsible also for the application of land and planning legislation, inter alia appeals according to the Planning and Building Act.

⁶¹ The EIA decision cannot be appealed separately, but criticized in connection with an appeal of the permit.

⁶² Ch. 2 secs. 2–6. The requirements shall not be “unreasonable”: ch. 2 sec. 7. See also ch. 2 secs. 9–10, which occasionally can halt the entire activity.

⁶³ Ch. 2 sec. 6.

⁶⁴ Ch. 2 sec. 1.

⁶⁵ This is the principle rule. However, an alternative location may be considered unreasonable, primarily because of costs, ch. 2 sec. 7.

⁶⁶ Supra Section 4.

⁶⁷ Supra Section 5.

without discussing the details, the procedure gives good opportunities for different interest representatives to participate and to appeal.⁶⁸

However, due to chapter 16, section 4 of the Code, the role of the municipality is particularly important: “Permit to a wind power installation may be issued only if the municipality where the installation is intended to be constructed *has agreed to it*”. This “municipal veto” was directly connected to the legal reform of 2009,⁶⁹ when the Parliament decided that wind power installations of a certain size should be assessed under the Environmental Code only. As the Planning and Building Act was thereby basically rendered inapplicable, the municipalities lost much of their control over big wind power developments (although, as mentioned above, physical planning can still be performed and influence the permitting). The municipal veto should be seen as a political compensation for that loss.⁷⁰

The municipal veto as legal instrument is not an innovation; it has existed as far back as 1972 in connection with national governmental decisions on permissibility of big industrial and similar installations with strong impact on environmental and other public interests, today included in chapter 17 of the Code.⁷¹ Still, the veto according to chapter 16, section 4 is remarkable in several aspects. It applies to *all* permitting of big wind power installations according to chapter 9 of the Code (while governmental considerations according to chapter 17 are conducted on a case-by-case basis and are relatively rare in practice). Moreover, the veto in chapter 16, section 4 applies in connection with permitting of *wind power installations only*, not other types of “environmentally hazardous installations”, such as factories or mines. Consequently, wind power development is put in an unfavourable position compared to other energy

⁶⁸ Environmental Code, ch. 16 secs. 12–13. The right for environmental organizations to appeal was significantly strengthened after a verdict by the CJEU, Case C-263/08 *Djurgården–Lilla Värtans Miljöskyddsförening* [2009] ECR I-09967. The CJEU did not accept 2000 members as a minimum requirement for appeal. After an amendment (resulting from the CJEU verdict), ch. 16 sec. 13 now stipulates 100 members as a minimum or that the organization “otherwise indicates that it has a public support”. The provision was also changed so that not only non-profit organizations have the right to appeal, also e.g. foundations like the WWF.

⁶⁹ Supra Section 4.

⁷⁰ Government bill, prop. 2008/09:146, 40.

⁷¹ Supra Section 4.

installations that are also subject to permitting according to chapter 9 of the Code and for which this veto does not exist.

According to provisions in the Environmental Code, the municipality may use the veto for any reason at all. This unlimited discretion in the Code might conflict with the national target to attain 30 TWh wind power in 2020, as it indirectly may be necessary to make use of sites where wind conditions are not optimal. The veto may also indirectly lead to allocation of installations to alternative sites where the conflicts with nature conservation, reindeer farming, oppositional neighbors and other interests are stronger compared to the area where a proposed installation could not be permitted because of the veto.

The veto is strongly criticized by the wind power industry for creating lack of legal certainty and for hampering the willingness to invest in wind power development. It is in this context important that the municipality must *actively agree* to the permit (the commonly used expression “veto” is not formally correct). The investor cannot legally extort a decision from a municipality. The risk is that an investor plans for wind power installations in an area but that the municipality late in the process, perhaps during the permitting, decides not to agree or decides nothing. This could happen even if the municipality at an early stage has indicated a preliminary positive attitude towards the project. If the municipality formally decides not to agree to the application, this decision is sometimes possible to appeal, but, again, the administrative court can only make a judicial review of the decision; the court cannot question the appropriateness of the negative municipal standpoint. If the court would find the municipal decision illegal (basically on formal grounds), it can still not replace the decision. If the veto decision is revoked it is, again, up to the municipality to decide if it shall actively agree to the project or not.

Municipalities have from time to time required economic or other benefits from the wind power investor as a condition for agreeing to the permit. In a report from the Swedish Union for Wind Power (Svensk Vindenergi) 10 out of 23 investors in wind power claim that the municipality has required a return of this kind as a condition in order to favour local interests.⁷² It could be argued that such use of the veto by a municipality is not in line with chapter 1, section 9 of the Instrument of Government (part of the Swedish constitution): “Courts of law, administrative authorities and others performing public administration functions

⁷² Svensk Vindenergi (2010), 9.

shall pay regard in their work to the equality of all before the law and shall observe objectivity and impartiality.” It has also been argued in Swedish legal literature that, although there are no specific provisions determining how a municipality shall decide on a matter, it cannot use its discretion in a way that is “indecent” (*otillständigt*), as that would constitute an “illegal use of power” (*illojal maktutövning, détournement de pouvoir*).⁷³ Conflicts between the municipal veto and superior public law norms have to my knowledge not been subject to any Swedish court case, but if that should happen, the court would only question the validity of the agreement between the municipality and the operator. The court decision would not affect a permit decision as such.

Still, the Swedish veto should also be discussed in relation to the EU Renewable Energy Directive, which includes several requirements on the administrative procedures related to renewable energy plants. The directive stipulates, *inter alia*, that national “rules governing authorization, certification and licensing are objective, transparent, proportionate, do not discriminate between applicants and take fully into account the particularities of individual renewable energy technologies”.⁷⁴ The right for Swedish municipalities to block permits, by simply not approving for any reason, can of course counteract a process based upon objectivity and proportionality. This legal disharmony could be subject to a reaction from the EU Commission, possibly leading to a future infringement case at the CJEU. In contrast, in a Swedish permit case, it is not possible to interpret chapter 16, section 4 in conformity with the directive as the Swedish provision is clearly formulated and does not provide for any discretion.

To conclude, the veto for municipalities in chapter 16, section 4 of the Environmental Code is a potential legal barrier to achieving the Swedish wind power targets. The Swedish government cannot get around the obstacle by reserving the right to consider the permissibility of a particular wind power installation according to chapter 17 of the Code as the same kind of unconditional municipal veto would also apply here.⁷⁵

⁷³ Madell (1998), 147.

⁷⁴ EU Renewable Energy Directive, Article 13.1(d).

⁷⁵ Ch. 17 sec. 6, *supra* Section 4.

7. Wind Power Installations Authorized Under the Planning and Building Act

Wind power installations that are not permitted according to chapter 9 or 11 (offshore installations) of the Environmental Code are instead assessed according to the Planning and Building Act.⁷⁶ This category concerns not only very small installations; it applies, for example, to group stations with less than seven wind turbines if the height is less than 150 meters and to all group stations (irrespective of the number of turbines!) if the height is less than 120 meters.⁷⁷

A building permit is normally required for such wind power installations, only quite small turbines are exempted, such as those not exceeding a height of 20 meters.⁷⁸ Building permits are issued by Municipal Building Committees. If the proposed site is within a detailed development plan or area regulations, these documents essentially determine if a permit can be issued, especially a detailed development plan which in principle provides a “building right” for the developer if the proposed construction is in conformity with the plan.⁷⁹ However, if the proposed location is outside such planned areas, which is a frequent situation in practice, the discretion for the Municipal Building Committee is extensive; the Committee applies the generally formulated consideration provisions in chapter 2 of the Planning and Building Act. Master plans can sometimes, but far from always, provide useful guidance.

⁷⁶ The Environmental Code is not as such non-applicable, only the permit requirement according to ch. 9. The general rules of consideration in ch. 2 apply also to these installations, *supra* Section 5. Supervising authorities are empowered to enforce these provisions by issuing injunctions in a particular case, ch. 26 sec. 9. To avoid such interference, the operator is entitled to apply for a permit on voluntary basis according to ch. 9 sec. 6 b; such a permit entails a considerable degree of legal security for the operator (ch. 24 sec. 1).

⁷⁷ *Supra* Section 4. Ch. 21 secs. 10–11 Environmental Permitting Regulations stipulate the permit obligation. It is hard to understand the rationale behind these provisions. E.g., an installation with thousands of wind turbines on a site does not normally require a permit according to the regulations if the turbines do not exceed 120 meters. However, a supervisory authority (e.g. a Municipal Board for protection of Health and the Environment) may on a case-by-case basis order an operator to apply for a permit, if the activity “involves a risk of significant pollution or other significant damage”, Environmental Code, ch. 9 sec. 6 a.

⁷⁸ See further Planning and Building Regulations, ch. 6 sec. 1 item 6.

⁷⁹ Planning and Building Act, ch. 9 sec. 30.

One of the issues for the Municipal Building Committee to consider in the permitting process is if the “detailed development planning requirement” applies.⁸⁰ This requirement imposes an obligation on the municipality to work out and adopt a detailed development plan if there is a risk of “significant impact on the environment” or if the “demand for building is high in the area”, situations which may occur if, *inter alia*, a group of wind turbines or one very big wind turbine, would be granted a building permit. The formulations are apparently not precise and there are also several exemptions from this planning requirement (which are not described here); in short, the rules provide for considerable discretion. Still, if the Building Committee in a particular case finds that a detailed development plan is necessary in the area, it shall not issue a building permit.⁸¹ This is a problematic situation for the developer as there is no provision, apart from the never used planning injunction,⁸² enforcing the municipality to actually develop such a plan.

8. Concluding Observations

The Swedish wind power policy goes back to the mid 1970s but the expected development of wind power installations has until recent years been strikingly slow compared to Denmark, Germany, Spain and several other European states. Two major reasons for the delay have been the complex decision-making procedure and the strong legal power vested in the municipality. A legal reform of 2009 decreased some of the complexity, but the municipal power became even stronger than before.

Given its physical planning competence, the municipality has good opportunities to promote wind power development but also to obstruct it. The strong municipal planning monopoly in the Planning and Building Act limits significantly the possibilities for the County Boards, representatives of the state at the regional level, to promote and defend the national wind power policy.

Moreover, although since 2009 the Planning and Building Act has generally not been applicable to the authorization of such installations that are subject to permitting according to chapter 9 of the Environmental Code, the municipality is in these cases provided with a veto which

⁸⁰ Planning and Building Act, ch. 4 sec. 2.

⁸¹ Planning and Building Act, ch. 9 sec. 31 item 2.

⁸² *Supra* Section 5.

is absolute according to the provisions in the Code. The veto may be incompatible with the EU Renewable Energy Directive, but the Swedish veto provision cannot be interpreted in conformity with the directive. Thus, at present (2013), the veto is a potential significant barrier to the attainment of the Swedish wind power target of 30 TWh in 2020. A careful investor in wind power should not only investigate sites where wind conditions are good and where potential conflicts with opposing environmental interests are likely to be overcome. The investor should also ask if the municipality likes the project but, if the answer is yes, also consider the possibility that the municipality could later change its standpoint.

The municipal attitude to wind power is important also for installations that are subject to a building permit requirement under the Planning and Building Act. If the proposed location is outside a detailed development plan in which the site is already assigned for wind power installations such plans are not that frequent. Municipal authorities are empowered to decide upon both building permits and, where such situations occur, upon detailed development plans. The possibilities for a developer to successfully appeal to the municipal decisions are in practice very small.

This chapter has indicated deficiencies in the Swedish legal system for decision-making relating to wind power installations; it has not suggested how the legislation should be improved. That is a far more complex issue, involving, inter alia, a discussion on whether it would be useful to substitute the regular time consuming, case-by-case permission with physical planning, including effective remedies for implementing significant national interests (such as the national wind power policy), in combination with general emission limits stipulated directly in legislation.⁸³

References

- Madell, Tom-Erik (1998), *Det allmänna som avtalspart – särskilt med avseende kommuns kompetens att ingå avtal samt avtalens rättsverknin- gar*, Norstedts Juridik.
- Michanek, Gabriel and Charlotta Zetterberg (2012), *Den svenska miljö- rätten* 3rd edn, Uppsala: Iustus Förlag.

⁸³ For a thorough discussion on these issues, see Pettersson (2008), ch. 8.

- Michanek, Gabriel and Patrik Söderholm (2009), "Licensing of nuclear power plants: The case of Sweden in an international comparison", 37 *Energy Policy* 4086.
- Michanek, Gabriel and Patrik Söderholm (2006), *Medvind i uppför-
backe – En studie av den svenska vindkraftspolitiken* (Expertgruppen
för miljöstudier vid Finansdepartementet, rapport 2006:1)
- Pettersson, Maria (2008), *Renewable energy and the function of law: a
comparative study of legal rules related to the planning, location and
installation of windmills* (Doctoral thesis), Luleå University of Tech-
nology 2008:65.
- Svensk Vindenergi (2010), *Kommunernas användning av det kommu-
nala vetot mot vindkraft, Enkätundersökning bland Svensk Vindenergis
medlemsföretag*.

Jan Darpö

Så nära, och ändå så långt bort!*

En svensk betraktelse av norsk vattenrätt och
frågan om tillstånds rättskraft

This report is from a study on permits for hydro power in Norway, narrated from the perspective of a Swedish legal scholar. The main focus is on the possibilities to update and amend granted permits, in order to adapt them to new and developing conditions in the environment and changes in the values of society. The author concludes that even though the applicable regulation is quite similar to the Swedish Environmental Code, differences between the two legal systems have a major impact. One such difference is that the Norwegian system for decision-making and appeal lies, in its entirety, within the administration – at least in practical terms – whereas the Swedish system is court-based. Another is that whereas provisions on compensation play a decisive role in determining the possibilities to update permits according to the Swedish Environmental Code, no such rights exist in Norway despite similarities in circumstances. The report concludes with some recommendations on how to construe environmental law so as to allow for permits to be adaptable to changes in the environment and social values, while still respecting the permit holder's legitimate expectations to legal certainty.

* Rapport inom forskningsprogrammet SPEQS, Faculty of Law/Uppsala Universitet, Working Paper 2016:1.

1. Inledning

Avsikten med rapporten är att redogöra för tillståndssystemet för vattenkraft i Norge med fokus på omprövningsmöjligheterna. Den övergripande frågan är under vilka omständigheter som givna tillstånd kan ändras för att möta moderna miljökrav och nutida samhällsuppfattningar. Rapporten gäller alltså det som i den allmänna förvaltningsrätten i Sverige kallas "tillståndss negativa rättskraft". I miljöbalkstermer talar vi hellre om "tillståndss giltighet och omprövning". På norska blir det "omgjøringsreglene i vassdragsretten". Oavsett beteckningen så är min ambition att beskriva grunddragen i dessa regler, samt att i någon mån jämföra med det svenska miljöbalkssystemet och diskutera för- och nackdelar. Inriktningen i diskussionen är att lagstiftningen bör vara utformad så att tillstånden är adaptiva – anpassningsbara gentemot förändringar i omgivningen – samtidigt som de inblandades berättigade förväntningar respekteras.

2. Vatten och vattenkraft i Norge

Som allom bekant, finns det mycket berg och vatten i Norge. Därmed har man unika möjligheter att exploatera naturen för att bygga vattenkraft, vilket har skett i stor utsträckning. Med en genomsnittlig årsproduktion på omkring 130 TWh är landet Europas största och världens sjätte producent av energi från vattenkraft. Av den totala elproduktionen kommer över 99 % från vattenkraften. Motsvarande siffor för Sverige – som också är en stor producent av vattenkraft i en internationell jämförelse – är ca 65 TWh av totalt 140–150 TWh, vilket blir ca 45 % av elproduktionen. En annan skillnad är att Norge har bättre förutsättningar för vattenkraftverk med magasineringsteknik ("conventional hydro power"), dvs. att bygga upp stora dammar och konstgjorda sjöar i fjällområdena och sedan leda vattnet i tunnlar till kraftverken. I Sverige – som har flera stora älvar med stabilt vattenflöde – är det vanligare att utnyttja kraften direkt från vattendraget, utan eller med jämförelsevis mindre magasin uppströms ("run-off-the-river plants" eller elvekraftverk¹). I vårt land används givetvis även den konventionella tekniken, men förutsättningarna är betydligt bättre i Norge pga. landets topografi med höga fjäll och av-

¹ I den fortsatta texten använder jag mig av uttrycket "älvkraftverk", då jag uppfattar att vårt uttryck "strömkraftverk" utgörs av anläggningar helt utan dammar.

rinning i havet. Båda teknikerna medför påtagligt negativa effekter på ekosystemen, men generellt sett är miljöproblemen större vid magasinering enligt den konventionella metoden.²

Den årliga vattenkraftsproduktionen i Norge har stort sett legat mellan 120 och 140 TWh sedan 1990. Under senare år har det skett en viss ökning genom tillkomsten av många mikro-, mini- och småkraftverk med en effekt på upp till 10 MW. Totalt finns det 1 476 vattenkraftverk i landet, varav de 305 största – med effekt över 10 MW – producerar 93 % av elenergin. Här liknar alltså förhållandena dem som råder i Sverige. En tydlig skillnad i jämförelsen gäller emellertid ägobilden. I Sverige är de privata aktörerna och stora kraftbolagen dominerande, medan vattenkraftsproduktion i Norge till 90 % bedrivs av en mångfald av offentliga aktörer.³ Kommunerna och fylkeskommunerna (landstingen) dominerar med ca 55 %, därefter kommer staten med 35 %.⁴ Motsvarande gäller ägobilden för elnätet, både lokalt och centralt. Tidigare kunde privata aktörer få koncession att bedriva vattenkraftsproduktion, med dessa var tidsbegränsade med villkor om återgång till det allmänna (hjemfall). Andelen är emellertid minskande, då det sedan 2008 enbart är offentliga aktörer eller bolag med högst 1/3 privat ägande som kan få sådana koncessioner.⁵ På det stora hela spelar kommunerna och fylkeskommunerna en betydande roll när det gäller vattenkraften, både som förspråkare för utbyggnader och som pådrivare för anpassning av villkoren i de befintliga kraftverken till lokala behov och miljökrav. Kommunernas dubbelhet inför vattenkraften har att göra med dels att de har direkt och indirekt ekonomiskt utbyte av verksamheterna, dels att turistnäringen – inte minst genom laxfisket – numera är en viktig inkomstkälla för det lokala näringslivet.⁶

² Muntlig uppgift av Per Ove Eikeland, FNI.

³ OED Fakta 2015, s. 18 ff, se även NVE & MD Rapport 49/2013, s. 13.

⁴ Muntlig uppgift av Per Ove Eikeland, FNI.

⁵ Reformen kom efter ett avgörande av EFTA-domstolen (2007-06-26 i mål E-2/06 *EFTA Surveillance Authority (ESA) mot Norge*) som slog ned på den norska regleringen som diskriminerande. Domstolen uttalade att visserligen har varje medlemsstat rätt att själv bestämma över naturresurserna och att det är legitimt att upprätthålla en ordning där dessa ägs av det allmänna, men man kan inte ha olika villkor för vattenkraftskoncessioner för privata och offentliga aktörer.

⁶ Buan & Eikeland & Inderberg (2010), s. 33.

3. Allmänt om vattenkraftsverksamhet och tillstånd i Norge

3.1 Lagstiftningen om vattenverksamhet

Precis som i Sverige, är vattenverksamheter i Norge i stor utsträckning tillståndspliktiga. Regleringen är emellertid splittrad och inte enkel för utomstående att förstå. Förhållandet har historiska förklaringar och ligger i att lagstiftningen sedan första världskriget har syftat till att garantera att ägandet över vattenkraften inte övergår till utländska intressen. Utgångspunkten var och är alltså att det är det allmänna, dvs. det norska folket, som äger och råder över naturresursen.

Det är främst tre lagar som blir aktuella när man diskuterar tillståndsplikt och vattenkraft. Till att börja måste man ha tillstånd till förvärvet av fallrättigheter som överstiger 4 000 naturhästkrafter (2,9 MW), sk. ervervskonsesjon enligt industrikonsesjonsloven (IKL).⁷ Sådana tillstånd får endast meddelas kommuner, fylkeskommuner och statsföretag. Företagen och sällskapen måste ägas till minst 2/3 av det offentliga och vara organiserade så att det allmänna ägandet är reellt (§§ 1–2 IKL). Själva vattenkraftsverksamheten i form av magasinering, reglering och överföring är tillståndspliktig enligt 1917 års vassdragsreguleringsloven (VREGL).⁸ Lagen syftar till att ta tillvara allmänna och enskilda intressen genom tillståndsprövning av större verksamheter. För all annan vattenverksamhet – inbegripet älvkraftverk med en årlig produktion under 40 MW – gäller istället vannressursloven (VRL) från 2000.⁹ Före 1992 omfattade motsvarande tillståndsplikt enligt föregångaren till VRL alla älvkraftverk oavsett storlek, vilket gör att det finns stora anläggningar som är av typen ”run-off-the river plants” som inte har tillstånd enligt VREGL. De är dock som redan nämnts mindre vanliga i Norge. Tillstånden enligt VREGL och VRL betecknas ”tiltakskonsesjoner” och det är endast i sådana som det är möjligt att fastställa villkor till skydd för miljön.

En vattenkraftsverksamhet kan följaktligen omfattas av tre olika tillstandsregimer; för magasineringen och vattenregleringen till och från gäller VREGL, för förvärvet av fallrättigheterna gäller IKL och för kraftverken nedströms gäller VREGL eller VRL. Bestämmelser om MKB (konsekvensutredning, KU) finns i 5 kap. plan- og bygningsloven (2008-

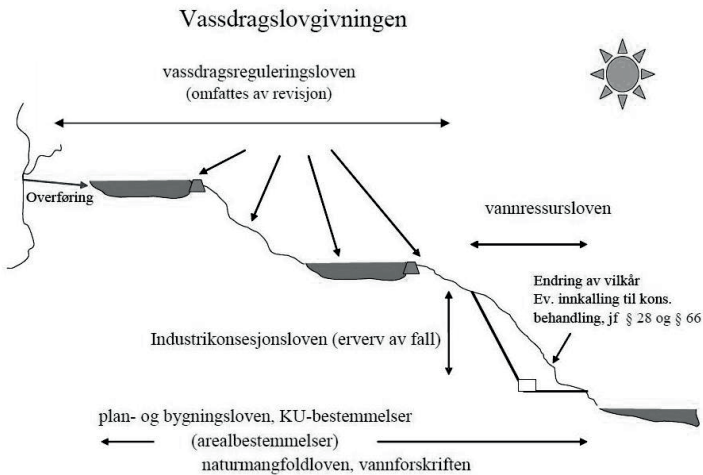
⁷ Lov av 14.12. 1917 nr. 16 om erverv av vattenfall mv.

⁸ Lov av 14.12. 1917 nr. 17 om vassdragsreguleringer.

⁹ Lov av 24.11.2000 nr. 82 om vassdrag og grunnvann.

06-27-71, PBL). I förekommande fall blir även naturmangfoldloven (2009-06-19-100, NML), lakse- og innlandsloven (1992-05-15-47, Laksefl) och forurensningsloven (1981-03-13-6, ForurL) tillämpliga. Genom EES-avtalet har Norge förbundit sig följa EUs ramdirektiv för vatten (2008/42, RDV), vilket bl.a. har resulterat i en förordning om ramar för vattenförvaltningen, den s.k. vannforskriften (2006-12-15-1446, VFS). Man är även numera bundna av förnyelsedirektivet (2009/28) och ingår i en gemensam elmarknad med Sverige, bl.a. med ett sammankopplat elcertifikatsystem (2011-06-24-39, elsertifikatloven).

En schematisk bild över den norska regleringen av vattenkraft kan därför se ut så här:¹⁰



Då rapporten är inriktad på möjligheterna att anpassa tillstånd för vattenkraftsverksamhet till ändrade miljökrav, kommer jag att utgå från bestämmelserna i VREGL. Den lagen reglerar som sagt magasineringen och vattenregleringen, vilket är mest intressant från miljösynpunkt. De nedströms liggande kraftverken är helt beroende av vattenregleringen och därmed tillstånden enligt VREGL, även om de själva omfattas av tillstånd enligt VRL. Förhållandet mellan VRL och VREGL är vidare så att den förra innehåller allmänna bestämmelser för all vattenverksamhet, medan den senare är en specialreglering för vattenreglering för kraftändamål (§ 1

¹⁰ Figuren hämtad från OED 2012, s. 9.

VREGL och § 28 VRL). Mot den bakgrunden behandlar jag VRL enbart med avseende på de bestämmelser som är relevanta för studien.

3.2 Tillståndsplikten för vattenkraftsverksamheter

Som hörs på namnet, gäller vassdragsreguleringsloven för reglering av vattendrag. Reglering definieras som anläggning eller åtgärd för att utjämna vattenföringen över hela säsongen, inbegripet överföring och pumpning till en högre nivå (§ 1 VREGL). Tillstånd krävs för sådan reglering som syftar till elproduktion och dessutom för älvkraftverk som har en medelårsproduktion som överskrider 40 MW (§ 2 VREGL, jfr med § 19 VRL).

De materiella bestämmelserna liknar dem som gäller för vattenverksamheter enligt 11 kap. miljöbalken (1998:808, MB). Det finns en allmän hänsynsregel i § 5 VRL som säger att vattenverksamheter ska planeras och utföras så att minsta möjliga skada och olägenhet uppstår för allmänna och enskilda intressen, dock under förutsättning att kraven inte blir oproportionerliga ("uforholdsmessig"). Den allmänt formulerade bestämmelsen kompletteras med en båtnadsregel om samhällsekonomisk övervikt i § 8 VREGL. Hänsyn ska också tas till andra skador och olägenheter för allmänna intressen. Även om § 8 VREGL är vagt formulerad och därmed öppen för administrativt skön, begränsas den av olika planer och – inte minst – vannforeskriften (VFS).¹¹ Även bestämmelserna om artskydd och naturvård samt principerna för uthållig markanvändning i §§ 4–5 resp. §§ 8–12 NML har betydelse. Annars är det främst Samlet plan for vassdrag respektive Verneplaner for vassdrag som har betydelse vid bedömningen av tillåtligheten i en reglering, dock i olika bemärkelser.¹²

Samlet plan for vassdrag är en rekommendation av regeringen som är antagen av Stortinget. Här anges en prioritering av vilka vattendrag där tillstånd till utbyggnad kan sökas här och nu. Prioriteringen är gjord efter en värdering av projektens samhällsekonomiska betydelse, jämfört med konflikter med motstående intressen. För projekt som inte är prioriterade kan ansökan om utbyggnad visserligen göras, men det är upp till förvaltningen att bedöma om tillståndet ska sakbehandlas eller avvisas rakt av (§ 22 VRL).¹³

¹¹ Backer 2012, s. 299.

¹² Gylvendals (Backer) kommentar till § 8 VREGL, not 20.

¹³ Løyland 2002, s. 80, Gylvendals (Backer) kommentar till § 22 VRL, not 61.

Verneplaner för vassdrag syftar istället till att skydda utpekade vattendrag. Sedan de heta striderna om Mardøla 1970 och Alta 1981 är många vattendrag fredade från utbyggnad.¹⁴ Fyra Verneplaner för vassdrag har antagits av Stortinget mellan 1973 och 1993, med tillägg 2005 och 2009. Planerna är numera lagreglerade i 5 kap. (§§ 32-35) VRL, där det framgår att vattenkraftutbyggnad är förbjuden om det skadar de skyddsvärda intressena i de 388 objekt som omfattas.¹⁵ Sedan 2005 kan dock tillstånd för småkraftverk upp till 1 MW meddelas även i vattendrag som är skyddade i verneplaner. Slutligen har Stortinget pekat ut 52 nationella havsfjordar och älvar för att skydda den naturliga laxen. Även dessa utpekanden fungerar som instruktioner för förvaltningen.¹⁶

Både VREGL och VRL innehåller en möjlighet för berörda att få ett förhandsbesked om det krävs tillstånd för en verksamhet. Enligt § 4 VREGL kan den som har för avsikt att genomföra en vattenreglering begära hos den ansvariga myndigheten att avge en ”erklaring” om detta. Beskedet är bindande och överklagbart. Motsvarande möjlighet ges i § 18 VRL. I den bestämmelsen bemyndigas myndigheten att avge förklaring om att en vattenverksamhet är tillståndspliktig, vilken *kan* ske ex officio och *ska* ske efter begäran av verksamhetsutövare eller andra som är berörda, inbegripet miljöorganisationer.

Tillstånd enligt VREGL kan förenas med villkor enligt §§ 11–12. Här finns en omfattande katalog med bestämmelser om koncessionsavgift och andelskraft till förmån för stat och kommun, bygdeavgifter, näringsfonder, fiskeåtgärder, vägbyggnationer och andra företag till glädje för kommunen och fylket. De för miljön viktigaste bestämmelserna finns i olika punkter under § 12 VREGL. Ett manövreringsreglemente ska fastställas, där det anges bl.a. driftvattenföringen och magasinrestriktioner. Bestämmelsen ger också utrymme för att kräva alla andra slags skyddsåtgärder och försiktighetsmått till förmån för miljön, oavsett om det gäller fisken, andra arter, olika livsmiljöer eller annat som påverkar vattenförekomstens miljöstatus. Bestämmelser om tillståndprocessen ges i §§ 5-6. Enligt § 6 VREGL kan tillståndsmyndigheten bestämma att verksamhetsutövaren ska täcka nödvändig teknisk och juridisk expert hjälp till motparterna. Regel tillämpas i både i tillståndsmål och vid Omprövningar.¹⁷

¹⁴ Backer 2012, s. 301.

¹⁵ OED Fakta 2015, s. 10 f.

¹⁶ Backer 2012, s. 302.

¹⁷ Gyldendals (Backer) kommentar till § 6 VREGL, not 15.

Som nämnts ovan, kan det i ett vattendrag finnas vattenkraftsverksamheter som istället är reglerade enligt vannresursloven. Här återfinns den grundläggande tillståndsplikten i § 8 VRL, som stadgar att en vattenverksamhet inte får utföras utan tillstånd om den kan medföra ”nevneverdige” skador på allmänna intressen. I § 25 VRL ges en båtnadsregel som innebär att fördelarna måste överstiga skador och olägenheter på enskilda och allmänna intressen. Om verksamheten är av stadigvarande natur, ska också bedömningen vara långsiktigt. Tillstånden ska förenas med villkor som syftar till att motverka skador och olägenheter för de motstående intressena enligt en lista i § 26 VRL. Särskild uppmärksamhet ska ägnas åt skyddet mot skador på människor,¹⁸ egendom och miljö, inbegripet skyddet av arter och livsmiljöer vid och i vattendraget samt landsskapsmässig anpassning. Tillståndsmyndigheten anses ha ett vidsträckt utrymme för att föreskriva villkor till skydd för olika slags intressen.¹⁹ Miljökvalitetsnormer för vatten kan bestämmas enligt § 9 och regleringsregimen – bl.a. med gränser för minimivattenföringen – ska fastställas enligt kraven i § 10, regler som numera förstärks av vannforskriften (VFS).²⁰ Krav på kantvegetation framgår av § 11 VRL.

Som den svenska läsaren har noterat, skiljer sig de materiella reglerna för tillstånd till vattenkraftsverksamhet enligt VREGL och VRL inte mycket från dem som gäller enligt 11 kap. MB på andra sidan kölen. Vad som är radikalt annorlunda är emellertid det sammanhang som reglerna fungerar i, vilket givetvis har betydelse för tillämpningen. Tillståndsgivningen sköts i Norge helt av förvaltningen på hög nivå. Tillståndsmyndighet för de flesta vattenkraftverk är regeringen eller Olje- og Energidepartementet (OED). Ansökan handläggs av en myndighet under OED, nämligen Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE). Det är direktoratet som tar emot ansökan – i förekommande fall med en MKB²¹ – och begär kompletteringar. NVE kommunicerar också med andra myndigheter, kommuner och fylkeskommuner samt samråder med enskilda, allmänheten och dess organisationer. Bland dessa myndigheter märks givetvis Miljødirektoratet (MD), som lyder under Klima- og Miljødepartementet

¹⁸ Skredfaran och risken för översvämningar har alltid spelat en stor roll vid tillståndsgivningen av vattenverksamheter i Norge.

¹⁹ Gyltendals (Backer) kommentar till § 8 VRL, not 25 och 69, Backer s. 297 och Bugge 2015 s. 298.

²⁰ Bugge 2015, s. 288.

²¹ MKB krävs för vattenkraftverk med en produktion överstigande 40 GW/år, annars gäller att ansökan ska utgå från en vanlig miljöutredning (Backer 2012, s. 297).

(KLD). När ärendet är berett av NVE, underställs det OED för beslut av regeringen (kongelig resolusjon). Om regeringen nekar tillstånd, kan sökanden – men bara hen – begära att frågan underställs Stortinget (§ 8 VREGL).²² NVE är också tillståndsmyndighet för vattenkraftverk med en effekt som understiger 10 MW. För mini- och mikrokraftverk, dvs. med en effekt < 1 MW är fylkeskommunerna tillståndsmyndighet sedan 2010. I de fall som NVE är tillståndsmyndighet överklagas besluten till OED. Klagorätten är vid och omfattar såväl parterna, den berörda allmänheten och miljöorganisationer. Regeringens beslut kan enbart angripas genom rättsprövning i allmän domstol, något som sker ytterst sällan.²³ På så vis skiljer sig alltså systemet från det svenska; där vår prövning nästan uteslutande sker i domstol, är den i Norge helt en fråga för förvaltningen. Vi kan utgå från att utrymmet för politiska bedömningar därmed är betydligt större genom det ”förvaltningsskön” som rymts i de materiella bestämmelserna.

3.3 Tillstånd i tiden och omprövning

Tillstånden är idag som huvudregel obegränsade i tiden. Såväl VREGL som VRL ger möjlighet att meddela tidsbegränsade tillstånd (§ 10 VREGL resp. § 26 VRL), men det utnyttjas sällan.²⁴ Som redan nämnts, tidsbegränsades tillstånden tidigare enligt VREGL när de gavs till privata huvudmän. Tillstånden sattes då oftast till 60 år med ersättningsfri återgång till det allmänna när tiden gick ut (hjemfall). Efter EFTA-domstolens avgörande 2008 och den efterföljande lagreformen kan enbart offentliga aktörer få tillstånd till vattenkraftsverksamhet enligt VREGL. Det finns emellertid kvar ett antal tidsbegränsade tillstånd och för dessa gäller den gamla ordningen, dvs. att de löper ut efter den givna tiden.

Ett tillstånd till vattenverksamhet räknas i Norge som ett ”enkeltvedtak” (förvaltningsbeslut). Som gynnande beslut kan ett sådant inte ändras till nackdel för koncessionshavaren annat än under vissa förutsättningar som i mångt och mycket liknar dem i svensk förvaltningsrätt. Vi brukar ju ange tre eller kanske fyra situationer där det kan bli aktuellt, nämligen

²² Gyldendals (Backer) kommentar till § 8 VREGL, not 21. Stortingets samtycke krävs även för riktigt stora vattenkraftsprojekt, men dessa är som sagt numera är ovanliga.

²³ Se Tegner & Fauchald & Nilsson & Suvantola 2009, även *Rt. 1980 s. 569* om Norges Naturvernråds klagorätt i Alta-saken.

²⁴ Løyland 2002, s. 112.

svek, hälsa och säkerhet, återkallandeförbehåll och eventuellt ändrade förhållanden.²⁵ Möjligen ger norsk förvaltningsrätt större utrymme för återkallande av tillstånd i den sistnämnda situationen,²⁶ och det är också vanligare med villkor om omprövning i tillstånden. Tillstånd som meddelats under de senaste 50 åren innehåller oftast ett villkor

– post 12 – som säger att regeringen kan besluta om ändrade villkor utan ersättning om vattenverksamheter medför ”skadelige virkninger av omfang for allmenne interesser”.²⁷ Som redan nämnts, finns också tidsbegränsade tillstånd, där myndigheterna kan ställa helt nya krav vid en ansökan om fortsättning. Väsentligen är det emellertid fråga om – precis som hos oss – uttryckliga lagregler om omprövning (”omgjøring” eller ”allminnelig revisjon”). En annan likhet är att äldre tillstånd till vattenverksamhet som huvudregel anses meddelade med stöd av den lag som gäller idag (§ 26 VREGL resp. § 66 VRL).

Omprövningsreglerna påminner alltså om dem som finns i 24 kap. MB, även om angreppssätten i VREGL och VRL skiljer sig åt. Redan 1959 bestämdes att tillstånd enligt VREGL som var obegränsade i tiden skulle kunna omprövas efter 50 år. Lagen reformerades sedan 1992 på så vis att för alla tillstånd gäller att villkoren kan bli föremål för allmän revision efter 30 år (§ 10 VREGL). Revisionstidpunkten för äldretillstånd enligt VREGL infaller alltså 50 år efter att det meddelades eller i varje fall senast 30 år efter lagreformen 1992, dvs. mellan 2009 och 2022. Det finns i § 10 VREGL också en möjlighet för tillståndshavaren att begära att villkor ändras om de är omoderna, omotiverade eller orimliga.

I VRL finns inte någon tidpunkt för allmän revision. Däremot kan villkoren i särskilda fall (”i særlige tilfelle”) upphävas, ändras eller kompletteras genom ”omgjøring” (§ 28 VRL). Sådana skäl kan vara att villkoren inte är effektiva eller felbedömda, ny kunskap har vunnits eller att förhållandena har ändrats.²⁸ Miljöskäl kan givetvis motivera omprövning, åtminstone om de har en viss tyngd. Regeln gäller för alla tillstånd som är meddelade med stöd av VRL eller dess föregångare. När det gäller verksamheter som inte var tillståndspliktiga när de påbörjades gäller att

²⁵ Se Darpö, J: Rätt tillstånd för miljön. Om tillståndet som miljörättsligt instrument, rättskraften och mötet med nya miljökrav. Juridicum, Uppsala universitet 2010-11-15 ([www.jandarpö.se/Artiklar & Rapporter](http://www.jandarpö.se/Artiklar%20och%20Rapporter)), avsnitt 1.2.

²⁶ Enligt Stiansen & Haagensen (2002 s. 364) har ”förvaltningsrättsliga grunder” använts i ett fall, den s.k. i Arendals-saken 1978.

²⁷ Stiansen & Haagensen s. 364.

²⁸ Løyland (2002), s. 116.

de kan fortsätta som förut. Dock kan vattenmyndigheten kräva att tillstånd ska sökas genom "innkallning" eller annars förbjuda verksamheten (§ 66 VRL).

Vid omprövning enligt VREGL och VRL kan alla villkor ändras, inbegripet manövreringsreglementet för vattenföringen. Det kan exempelvis gälla villkor om minimitappning, fysiska åtgärder, faunapassager och habitatförbättringar. Själva tillståndet – dvs. högsta och lägsta reglerade vattenstånd – kan dock inte förändras. En utgångspunkt är också att omprövningen inte får leda till alltför stor minskning av kraftproduktionen.²⁹ Som huvudregel får tillståndshavaren emellertid finna sig i att villkoren ändras utan möjlighet till ekonomisk ersättning.³⁰ Hen kan dock möjlighet att fransäga sig tillståndet med de ändrade villkoren inom tre månader (§ 10 p. 3 VREGL).

Det bör emellertid observeras att ingen av de tekniker för omprövning som används i VREGL och VRL – dvs. att revisionstidpunkten infallit eller efter omgjöring/innkallning av särskild anledning – innebär någon automatisk revision av omoderna villkor. Någon företrädare för de allmänna intressena måste begära det, vilken kan vara vattenmyndigheten, men också kraftverkskommuner, fiskeföreningar, intresseorganisationer, miljöorganisationer eller t.o.m. enskilda. En sådan begäran görs hos NVE som tar ställning till om omprövning ska inledas. Därefter handläggs ärendet som en vanlig tillståndsansökan med beslut av regeringen. Regelverket ger stora möjligheter att handlägga omprövningar av flera vattenverksamheter gemensamt för att göra en samlad bedömning, även om tiderna för revision inte har gått ut. De nya villkoren börjar då inte att gälla förrän tiden gått ut för respektive tillstånd. I dessa situationer kan även villkor bestämmas om kortare revisionstidpunkter för att möjliggöra fortsatt samordning av tillstånden i ett vattendrag (§ 10 p. 3 VREGL). Blir det fråga om att koordinera omprövningarna av tillstånd enligt VREGL med sådana med VRL, får istället möjligheten till omgjöring/innkallning utnyttjas.

²⁹ I VRL framgår det genom skrivningen i § 28 om att "det skal tas hensyn til det tap som endringen vil påføre koncessionshavaren". För tillstånd enligt VREGL är det klart uttalat i 1992 års förarbeten till de nya omprövningsreglerna (Ot.prp. nr. 50 (1991-1992), s. 23). Som framgår av avsnitt 4, är hänsynen till kraftproduktionen något som OED betonar i alla omprövningssaker, se även Stiansen & Haagensen 2002, s. 387.

³⁰ Bugge i Grunnloven § 97 (1999), s. 77.

4. Omprövningar enligt VREGL

4.1 Allmänt om omprövningsarbetet

Liksom i Sverige, finns i Norge en stor mängd vattenverksamheter som bedrivs med gamla och otidsenliga tillstånd. Särskilt villkoren för att skydda miljön och fisket bedöms vara otillräckliga, inte minst mot bakgrund av de krav som ställs genom ramdirektivet för vatten (RDV). Kraven på modernisering av tillstånden har också kraftigt stöd lokalt. En central roll i det sammanhanget spelas av Landssammanslutninga av Vasskraftkommunar (LVK). Som framgår av namnet, organiserar LVK värdkommunerna för att tillvarata deras intressen, bl.a. genom att kräva omprövning av tillstånden.³¹ Även miljöorganisationerna har varit drivande i några saker de senaste åren, åtminstone lokalt. Därmed har pressen ökat på de centrala myndigheterna att inleda omprövningar av gamla koncessioner enligt VREGL, även om utvecklingen än så länge är långsam. Under 2000-talet har emellertid ett antal vägledningsdokument tagits fram och några omprövningar har genomförts de senaste åren.

Den grundläggande vägledningen för myndigheternas omprövningsarbete ges i en ”retningslinje” om revision av tillstånd för vattenkraftverk som gavs ut av OED 2012.³² Den är kompletterad av en prioritering som NVE gjorde i samarbete med MD 2013.³³ Av dessa framgår att en omprövning inleds genom att någon framställer ett krav härom, vilket förutsätts ske genom de berörda kommunerna. Begäran har ofta formen av en skrivelse med en relativt omfattande dokumentation av vattendraget och dess vattenkraftverk, givna tillstånd och effekter på omgivning och miljö samt önskade krav om modernisering av villkoren. Om begäran inte är helt ogrundad eller utsiktslös öppnar NVE ett omprövningsärendet.³⁴ Därefter föreläggs tillståndshavaren att komma in med utredning i saken – ett ”revisionsdokument” – i enlighet med en lista som framgår

³¹ Enligt hemsidan (www.lvk.no) organiserar LVK kommuner där det finns vattenkraftverk (”värdkommuner”). Organisationen ska tillvarata medlemmarnas intressen i frågor om vattenkraft. Samtidigt poängteras att man är partineutral och inte tar ställning för eller emot utbyggnad av vattenkraften.

³² Retningslinjer for revisjon av konsesjonsvilkår for vassdragsreguleringer. OED 25/5-12.

³³ Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innan 2022 – Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE & MD Rapport 49/2013, Norges vassdrags- og Energidirektorat, september 2013.

³⁴ Intervju med Carsten Jensen, NVE (27/11-15).

av OED:s vägledning. Här kan vi alltså notera en skillnad jämfört med det svenska systemet genom att utredningsbörden vid en omprövning läggs på tillståndshavaren, åtminstone formellt.³⁵ När utredningen bedöms vara tillräcklig, skickas revisionsdokumentet ut på höring (remiss) till inblandade enskilda, organisationer, kommuner och myndigheter i minst tre månader. När sedan NVE anser att ärendet är färdigutrett görs en instilling (framställning) till OED för beslut i regeringen.

En annan norsk säregenhet ligger i användningen av s.k. standardvillkor. Moderna tillstånd enligt VREGL har ofta delegationsvillkor i olika frågor som ger den ansvariga myndigheten – det kan vara fylkesmannen (länsstyrelsen), NVE eller MD – befogenhet att föreskriva ytterligare åtgärder i vissa frågor, t.ex. naturförvaltning, fiske, friluftsliv, erosion och liknande. Den skrivning som används för naturförvaltning har regelmässigt följande lydelse:

I. Konesjonæren plikter etter nærmere bestemmelse av Miljødirektoratet (MD)

a. å sørge for at forholdene i X-vassdraget er slik at de stedegne fiskestamene i størst mulig grad opprettholder naturlig reproduksjon og produksjon og at de naturlige livsbetingelsene for fisk og øvrige naturlig forekommende plante- og dyrepopulasjoner forringes minst mulig,

b. å kompensere for skader på den naturlige rekruttering av fiskestamene ved tiltak,

c. å sørge for at fiskens vandringsmuligheter i vassdraget opprettholdes og at overføringer utformes slik at tap av fisk reduseres,

d. å sørge for at fiskemulighetene i størst mulig grad opprettholdes.

II. Konesjonæren plikter etter nærmere bestemmelse av Miljødirektoratet (MD) å sørge for at forholdene for plante- og dyrelivet i området som direkte eller indirekte berøres av reguleringen forringes minst mulig og om nødvendig utføre kompenserende tiltak.

III. (...)

IV. Konesjonæren plikter etter nærmere bestemmelse av Miljødirektoratet (MD) å bekoste naturvitenskapelige undersøkelser samt friluftslivsundersøkelser i de områdene som berøres av reguleringen. Dette kan være arkiveringsundersøkelser. Konesjonæren kan også tilpliktes å delta i fellesfinansiering av større undersøkelser som omfatter områdene som direkte eller indirekte berøres av reguleringen.

³⁵ OED 2012, s. 34 och 36.

Med stöd av detta och liknande standardvillkor kan alltså krav ställas löpande på miljöförbättrande åtgärder som trösklar för vattenflödet, biotoprestaureringar, faunapassager, fiskeutsättning, miljöundersökningar och kompensationsåtgärder.³⁶ Standardvillkorstekniken anses därför vara viktig för att skydda miljön och en uttalad målsättning med omprövning är att introducera sådana i äldre tillstånd.³⁷ En klar begränsning ligger dock i att manövreringsreglementet – som alltså gäller flödesregimen och är det villkor som har störst betydelse för miljön – inte får ändras.

Genom att använda standardvillkorstekniken kan omprövningen ändå fokusera på ändringar i manövreringsreglementet och magasinrestriktioner i tillstånden. Därmed kan verksamhetens miljöpåverkan i stort bedömas, med undantag för högsta och lägsta dämningarnivåer (HRV och LRV) som ju utgör en del av själva tillståndet. Inom ramen för omprövningen kan alla slags krav ställas, t.ex. med avseende på magasininfyllning och – tappning, vattenföring och flödesregim, vattnets temperatur och kvalitet genom val av utsläpp från olika källor och punkter, undanröjande av vandringshinder och åtgärder i naturmiljön i och omkring vattendraget.³⁸

Vidare ger regelverket kring omprövning av tillstånden till vattenkraftverk enligt VREGL och VRL stora möjligheter till samordnad prövning av flera tillstånd i ett eller flera vattendrag. Till att börja med ligger det i NVE:s makt att utforma revisionsobjekten så att en lämplig enhet uppnås utifrån en helhetssyn på miljöpåverkan. Det betonas i vägledningarna att en samordnad prövning bör ske när ”huvudkoncessionen” enligt VREGL går ut, varvid övriga verksamheter kan ges vilande villkor enligt den lagen eller nya villkor enligt VRL efter omgjöring/innkallning. Det poängteras också att den samordnade prövningen är särskilt viktig för att kunna genomföra de förvaltningsplaner som antagits för att implementera RDV.³⁹ Revisionsobjekten bör utformas utifrån detta, vilket kan innebära att i område med flera regleringar och vattenöverföringar omfattar omprövningen flera vattendrag. Ett sådant exempel var Aura-revisjonen, där älvarna Aura/Eira och Litjedalselva lades samman till ett objekt, tillsammans med de berörda sidovattendragen.⁴⁰

³⁶ OED 2012, s. 18 ff., 25 f. och 38, intervju med Stig Carsten Jensen, NVE (27/11-15).

³⁷ Intervju med Carsten Jensen, NVE (27/11-15).

³⁸ NVE 2013, s. 21.

³⁹ OED 2012, s. 23, 36.

⁴⁰ NVE 2013, s. 26.

Av 2013 års prioriteringsdokument från NVE/MD framgår att det finns 395 tillstånd enligt VREGL som kan revideras innan 2022, fördelade på 187 vattendrag. Av dessa vattendrag har 50 angetts som prioriterade i en första grupp (kategori 1.1) och ytterligare 53 i en andra (kategori 1.2). Övriga 84 är oprioriterade. Urvalet är gjort efter en värdering av betydelsen för fisken (lax, öring och röding), övriga naturvärden, landskapsanpassning och friluftsliv. Regleringsregimerna har bedömts med avseende på vattenföring, regleringshöjd, magasinreglering, vattenkvalitet och vandringshinder. Miljövärdering har därefter jämförts med förbättringspotentialen i revisionsobjektet, varefter en prioritering har skett.⁴¹ I genomgången har inte ingått de ganska många kraftverk som bedrivs med äldre tillstånd enligt VRL eller som saknar tillstånd. Dessa kan dock som nämnts åläggas att ansöka om tillstånd genom omgjöring/innkallning enligt § 28 och § 66 VRL om det behövs för en samlad prövning av ett revisionsobjekt. I de 187 vattendrag som omfattats av översynen finns idag inga miljökrav i 102 st., medan det finns krav på minimivattenföring i 59 st., driftvattenföring i 31 st. och magasinrestriktioner i 37 st.⁴² I de 50 vattendrag som har prioriterats i den högsta gruppen kommer krav ställas på minimivattenföring i 86 % av fallen, magasinreglering i 57 % och miljöanpassad driftföring i 37 %.⁴³ Även översvämningsrisker och kommande effekter av klimatförändringen kommer att beaktas. Potentialen för upprustning och utveckling inom ramen för omprövningen ska också beaktas, vilken sammantaget bedöms vara 3,9 TWh/år. Det kan jämföras med den totala produktionen på 85–100 TWh/år för samtliga 395 vattenkraftverk som ingår i genomgången. När det gäller de verksamheter som inte angetts som prioriterade kommer de enbart att omfattas av krav på standardvillkor. Revisionen bedöms inte komma att påverka de norska målen enligt förnyelsedirektivet, men kan enligt NVE medföra tidsmässiga och ekonomiska utmaningar.⁴⁴ Produktionstappet genom omprövningarna beräknas bli 1,8–2,8 % av den genomsnittliga årsproduktionen från vattenkraften i landet, eller 2–4 % av den del som utnyttjar magasinreglering.⁴⁵

⁴¹ NVE 2013, s. 28 ff.

⁴² NVE 2013, s. 19.

⁴³ NVE 2013, s. 11.

⁴⁴ Målet är att gå från 58 % förnyelsebar energi år 2005 till 67,5 % år 2020 (NVE 2013, s. 19). Den låga andelen förnyelsebar energi beror delvis på att energiförsörjningen ute i oljefälten till havs sker genom eldning av restprodukter från petroleumproduktionen.

⁴⁵ NVE 2013, s. 2 och 81.

4.2 Omprövningar i praktiken 1: Vinstra

Av NVE:s hemsida framgår att det idag finns 44 omprövningsärenden anhängiggjorda och pågående hos myndigheten.⁴⁶ I hälften av fallen har begäran godtagits av myndigheten och handläggningen påbörjats. Det har emellertid inte blivit mer än fyra framställningar till OED sedan möjligheten att revidera villkor i VREGL-koncessioner gjordes allmängiltiga 1992 och lika många regeringsbeslut; *Vinstra* (2008), *Tesse* (2011), *Selbusjøen* (2014) och *Årdasvassdraget* (2015). Omprövningsreglerna tillämpades även på NVE:s initiativ vid tillståndsprövningen av rivningen och återuppbyggnaden av ett antal dammar vid *Skjerkevatn* 2013.

Det första omprövningsärendet gällde alltså Vinstravassdraget i Opplands fylke i mellersta Norge.⁴⁷ Krav på omprövning framfördes redan i början och mitten av 1990-talet av flera av de berörda kommunerna och av intresseorganisationen Konesjonsutvalget for Vinstra. Revisionskraven gällde naturförvaltning, minimivattenföring, trösklar, åtgärder till förmån för fisken och fisket, landskapsanpassning, erosion och ekonomisk kompensation. Dessa åtgärder begärdes också under processens gång av fylkesmannen och Direktoratet för Naturförvaltning (DN, numera MD). NVE tog beslut att inleda revision 2000 av hela vattendraget, vilket innefattade sex magasinregleringar med två vattenkraftverk och två överledningar. Tillstånden var givna mellan 1928 och 1956 och samtliga hade gjorts tidsobegränsade genom regeringsbeslut 1995. Endast två av de sex tillstånden hade villkor om minimivattenföring. Tillståndshavare var Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB), en regleringsförening med 16 medlemmar, främst kommunala och fylkeskommunala, men även en del privata.⁴⁸

Efter NVE:s beslut om att inleda omprövning upprättade GLB ett revisionsdokument som skickas ut på remiss. Kritiken från kommunerna, fylkesmannen och DN var kraftig; det saknades utredning om kraftverken och deras miljöeffekter, ambitionen var låg och förslaget till revision alltför begränsad. GLB var oförstående och menade att motparterna hade

⁴⁶ [www.nve.no /Konesjonssaker og høringer/Vannkraft + revisjon av vilkår + under behandling](http://www.nve.no/Konesjonssaker%20og%20høringer/Vannkraft%20+%20revisjon%20av%20vilkår%20+%20under%20behandling).

⁴⁷ OED Kongelig resolusjon 2008-12-10; Saksnr 01/2375 – Revisjon av konesjonsvilkår i Vinstravassdraget.

⁴⁸ GLB är en dominerande aktör i regionen. Organisationen har 21 magasin och fem överföringar i Glommavassdraget och med sammanlagt 50 kraftverk står man för nära 10 % av landets vattenkraftproduktion.

missuppfattat vad en omprövning kan omfatta, att revisionsdokumentet var upprättat enligt NVE:s riktlinjer och att utredningen var tillräcklig.

NVE:s förslag till beslut av regeringen – instilling til OED – kom 2003.⁴⁹ Det grundades på revisionsdokumentet, de synpunkter som framkommit i remissen och den efterföljande utredningen med bl.a. syn vid Vinstra och sammanträde. I beslutet inleder NVE med några allmänna påpekanden. Man poängterar att själva regleringen – dvs. högsta och lägsta vattenstånd – ligger utanför prövningen och kan därför inte ifrågasättas. Avsikten med revision är främst att förnya miljökraven, men också att modernisera villkoren för anläggningarna rent allmänt. Vidare är revisionen ett viktigt instrument för att genomföra vattenförvaltningen enligt RDV. Sedan hänvisade NVE till 1992 års förarbeten till bestämmelserna och efterföljande uttalanden av Stortinget, där det framgår att processen inte får leda till alltför stora förluster i kraftproduktionen eller kostnader för tillståndshavaren. Hänsyn måste också tas till att den förlust av kraftproduktion som blir följdén ska kompenseras genom utbyggnad av annan förnybar energi. Slutligen betonade NVE att alla miljökrav inte behövde tillmötesgå då ”reguleringen er blitt en tilvakt situasjon i naturen”.⁵⁰

När det sedan gällde utredningen i ärendet, började NVE med att konstatera att revisionsdokumentet bara är en del av det material som ligger till grund för omprövningen. Dessutom utgår processen från att det är de berörda motintressena som måste påvisa olägenheterna för de allmänna intressena och att det inte kan ställas samma krav på tillståndshavarens utredning vid en omprövning som i en regelrätt koncessionsbehandling. Mot denna bakgrund menade NVE att revisionsdokumentet, remissen och synen utgjorde tillräckligt underlag för omprövningen.

Därefter övergick man till bedömningen av de nya villkoren för koncessionerna. Flera av de krav som framförts av motparterna – t.ex. med avseende på trösklar – avvisades som alltför dyrbara eller med alltför osäkra miljövinster. När det gällde manövreringsreglementet hade kommunerna begärt att vattennivåsänkningen skulle begränsas under sommaren och våren. NVE menade däremot att en sådan begränsning i praktiken skulle medföra att koncessionen inte kunde utnyttjas i sin helhet, varför kravet inte kunde tillmötesgå. Man godtog emellertid att tillstånden skulle förenas med post 12 om att manövreringsreglementet kan ändras av re-

⁴⁹ Vinstra-beslutet s. 64–84.

⁵⁰ Vinstra-beslutet s. 64.

geringen om det uppstår skador av någon betydelse för allmänna intressen. Kraven på minimivattenföring avvisades dock med hänvisning till produktionsförlusten, med undantag för en sträcka som bedömdes vara miljöprioriterad. Här föreslog NVE ett villkor om flexibel vattenföring under juli–september med en minimumnivå på mellan 1,0–3,0 m³/s, vilket beräknades skulle ge en produktionsförlust på 12 GWh/år. NVE menade vidare att flera av de problem som motparterna pekade på kunde lösas med hjälp av olika standardvillkor som skrevs in i tillstånden.

NVE:s instilling till OED kom alltså 2003, varefter det gick ut på remiss. I departementsbehandlingen anslöt sig DN i allmänna ordalag till förslaget, samtidigt som man kritiserade NVE för att tillämpa omprövningsreglerna för snävt. Det gällde särskilt att villkor om minivattenföring inte hade ställts för alla älvsträckor, en kritik som fylkesmannen anslöt sig till. Möjligheterna att beakta upprustning och utveckling av vattenkraften hade heller inte tagits upp i prövningen.

När regeringen fattade beslut 2008 anslöt man emellertid trots kritiken i stort sett till NVE:s förslag. Man inledde med följande skrivning:⁵¹

Av proposisjonen fremgår at revisjonsadgangen er ment å innebære en modernisering eller ajourføring av konsesjonsvilkårene. Revisjonen skal også gi anledning til å oppheve vilkår som har vist seg urimelige/unødvendige eller uhensiktsmessige. Revisjonen gir mulighet til å sette nye vilkår for å rette opp skader og ulemper for allmenne interesser som har oppstått som følge av reguleringene. Under enhver omstendighet vil hensynet til konsesjonærenes økonomi og de samfunnsøkonomiske kostnader være sentrale momenter ved avveiningen av hvilke endringer som kan og bør foretas. Det må foretas en avveining mellom de fordeler et tiltak medfører og ulempene ved eventuell tapt kraftproduksjon. Utgangspunktet vil være at endringer ikke skal være vesentlige for konsesjonæren.

Därmed bekräftade regeringen samtliga villkor som NVE hade föreslagit, med undantag för en älvsträcka där ytterligare ett villkor om vintertida minimivattenföring fastställdes.

⁵¹ Vinstra-beslutet s. 128.

4.3 Omprövning i praktiken 2; Tesse

Den andra gången som 1992 års regler tillämpades var vid revisionen av Tesseregleringen, också det i Opplands fylke.⁵² Det var inte fråga om en renodlad omprövning utan en blandad situation med dels nyprövning av tidsbegränsade koncessioner där tiden hade gått ut, dels revision av villkor i tidsobegränsade tillstånd. De tidsbegränsade tillstånden upphörde 1991, men regeringen hade året före tillåtit att verksamheterna kunde drivas vidare med de gamla villkoren. Revisionstidpunkten för de tidsobegränsade tillstånden inföll också 1991 och redan då framställde kraftverkskommunerna krav på nya villkor. Två år senare ansökte tillståndshavaren – även här GLB, nu som representant för nio ägare till 13 vattenkraftverk – om nya tillstånd för dem som hade gått ut och begärde att de skulle göras obegränsade i tiden.

NVE tog upp både nyprövningen och omprövningen i Tesse-regleringarna samtidigt. Sakbehandlingen tog tolv år och myndigheten instilling till OED kom 2003. Till att börja med avvisade NVE ett krav från kommunerna om att ta med en överföring från älven Veo i revisionen med hänvisning till att det tillståndet inte gick ut förrän 2010. Man ville heller inte bedöma möjligheterna till upprustning och utveckling av regleringen, då dessa åtgärder enligt tillståndshavaren låg 15 år framåt i tiden. Förslaget till OED var att tillmötesgå ansökan om att de tillstånd som hade gått ut skulle förnyas och göras tidsobegränsade. Standardvillkor föreslogs för naturförvaltning, fiske och erosion i samtliga tillstånd. Ett nytt villkor om en tröskel ansågs vara motiverat, liksom en begränsning av tiden för högsta reglerade vattenstånd. Däremot gick NVE inte med på kommunernas krav om minimivattenföring, vilket motiverades med att produktionsförlusten skulle överstiga miljövårdsnyttan med en sådan åtgärd. Detta synsätt tillämpades även för de nya tillstånd som meddelades.

NVE:s beslut skickades i vanlig ordning ut på høring och möttes av stark kritik från kommunerna. Man pekade på den orimliga tidsåtgången och menade att revisionen var för snävt avgränsad och ambitionen för låg. Veo-regleringen borde tas med då överföringen därifrån var en viktig orsak till problemen med erosion och försämrade förnygringsmöjligheter för fisken genom tillförsel av slamhaltigt vatten. Motparterna menade

⁵² OED Kongelig resolusjon 2011-10-28; Saksnr 08/0292 – Ny reguleringskonsesjon for Tesse i Lom og Vågå kommuner, Oppland fylke.

också att NVE:s förslag inte tog hänsyn till den ökade användningen av korttidsreglering ("effektkøring"). Man pekade slutligen på att Stortinget hade uttalat att kravet på minimivattenföring var viktigt för genomförandet av RDV.

Regeringen, vars beslut kom åtta år senare (2011), accepterade emellertid NVE:s förslag i stort sett oförändrat. Inledningsvis hänvisade man till de sedvanliga förarbetsuttalandena från 1992 och 2000 om att miljönyttan ska vägas mot produktionsförlusterna. Samtidigt påminde regeringen om den nya naturmangfaldloven som hade antagits 2009, vilken också skulle beaktas i ärendet. När det gällde avgränsningen av prövningen höll regeringen med om att tillstånden för Veo inte skulle tas med i revisionen. Skälen för detta angavs vara att det inte hade gjorts någon formell ansökan om detta och att revisionen av Tesse-regleringarna hade pågått under så lång tid. Ansökningarna om förnyade tillstånd accepterades, samtidigt som de nya koncessionerna gjordes tidsobegränsade. Här uttalade regeringen att sådana tillstånd numera är huvudregeln och att GLB mötte lagkraven om att till minst 2/3 vara ägd av allmänna huvudmän. Förslagen om standardvillkor, plan för att åtgärda erosionsskadorna och nytt manövreringsreglemente godtogs, vilket bedömdes skulle orsaka ett produktionsbortfall på nära 15 GWh/år. Den största miljövärdnyttan ansågs kunna uppnås genom begränsningen av magasinreglering sommartid, varför det sänkades särskilda skäl för att införa minimivattenföring i någon av vattensträckorna.

4.4 Omprövning i praktiken 3-5; Skjerkevatn, Selbusjøen och Årdalsvassdraget

De efterföljande tre omprövningarna har följt samma mönster, dvs. diskussioner om avgränsning och ambition vid omprövningen samt att NVE:s förslag i stort sett accepterades av regeringen. Det första som kom efter *Tesse* var det blandade ärendet om *Skjerkevatn* (Vest-Agder) 2013.⁵³ Ärendet inleddes 2008 med att tillståndshavaren begärde rivning och återuppbyggnad av ett antal dammar av säkerhetsskal. NVE ansåg i sitt beslut 2011 att frågan om rivning inte kunde bedömas isolerad, utan

⁵³ OED Kongelig resolusjon 2013-12-06; Saksnr 11/715 – Tillatelse til riving av dammer i Nåvatn – Skjerkevatn og bygging av nye dammer – Økt regulering i Skjerkevatn og revisjon av konsesjonsvilkår for regulering av Nåvatn, Skjerkevatn og Ørevatn med manøvreringsreglement.

borde samordnas med en revision av hela det berörda Mandalsvassdraget. OED och regeringen höll med om detta, vilket innebar att fem olika koncessioner från 1928–53 kom att omprövas samtidigt. Regeringen började med att påpeka att Mandalsvassdraget var prioriterat i 2013 års vägledning genom sin stora betydelse för laxfiske och friluftsliv. De berörda intressena låg emellertid längre ned i älven och regeringen hade mindre betydelse för de förnygringsproblem som observerats där. Mandalsvassdraget är angivet som kraftigt modifierat i vattenförvaltningen och enligt § 12 VFS – motsvarande artikel 4.7 i RDV – får nya projekt tillåtas endast om det kan motiveras av tungt vägande allmänna intressen, det inte finns alternativa lösningar och att allt görs för att begränsa den negativa miljöpåverkan. Regeringen angav säkerhetsskäl och betydande samhällsnytta när man menade att dessa förutsättningar var uppfyllda i ärendet. Tillstånd gavs därför för rivningen, samtidigt som villkoren i tillstånden reviderades. Därvid gjordes en viss begränsning i manövreringsreglementet för att minska de negativa konsekvenserna av korttidsreglering och på vissa sträckor fastställdes villkor om minimivattenföring.

Året efter kom beslutet om *Selbusjøen* i Sør-Trøndelag.⁵⁴ Här hade krav om revision av flera regleringstillstånd i området framförts redan 1998. NVE beslutade emellertid att enbart fyra vattenkraftverk i *Selbusjøen* och *Dragtsjøen* skulle omfattas, vilket fastställdes av OED efter överklagande. Även krav om innkallning av andra vattenverksamheter enligt § 66 VRL avvisades. NVE:s instilling till OED kom 2003 och här angav man att vägledning skulle hämtas från regeringens beslut om *Vinstra* och *Tesse*. I ett kompletterande yttrande angavs också att vägledningarna från 2012 och 2013 skulle beaktas och att *Selbusjøen* var angiven som prioriterad i högsta kategori, dvs. med stor miljöpotential till liten kostnad och kraftförlust. Även principerna om naturförvaltning och artskydd enligt §§ 8–12 resp. §§ 4–5 NML skulle respekteras vid beslutet. Den nedströms liggande Nidelva omfattas av förvaltningsplanen enligt VFS för Trøndelag, men där angavs inga konkreta krav som hade betydelse för revisionen. NVE:s förslag innehöll standardvillkor, vissa trösklar och en viss minimivattenföring som resulterade i en mindre produktionsförlust. Regeringens beslut kom tio år senare och anslöt i stora delar till förslaget, med ett par undantag. Det viktigaste av dessa gällde skyddet av flodpärlmusslan (elvemuslingen). I den frågan hade NVE frångått skrivningen

⁵⁴ OED Kongelig resolusjon 2014-03-07; Saksnr 09/2364 – Revisjon av konsesjonsvillkår for regulering av Selbusjøen m.m.

i vägledningen från 2013 och föreslog nu att arten skulle skyddas enbart med andra åtgärder än minimivattenförling. Både fylkesmannen och Miljødirektoratet begärde emellertid ett sådant villkor och frågan upptar en stor del av regeringens beslut. Regeringen konstaterade att Norge – med hälften av Europas bestånd av flodpärlmussla – har ett särskilt ansvar för arten och att den är akut hotad. Även om det redan pågick ett program för att skydda arten och effekterna av minimivattenförling var osäker, innebar försiktighetsprincipen att ett sådant skulle fastställas för en prövotid om tio år. Därefter ska tillståndshavaren redovisa resultaten och ett nytt beslut fattas av regeringen.

Det senaste omprövningsbeslutet kom i april förra året och gällde tillstånden vid *Årdalsvassdraget* i Rogaland.⁵⁵ Ett antal koncessioner som meddelats mellan 1948 och 1962 gällde här utan villkor om minimivattenförling och bl.a. kraftverkskommunerna begärde omprövning redan i mitten av 1990-talet. Beslut om att inleda revision togs av NVE 2001 och instillingen till OED kom 2003. I ett förnyat yttrande 2014 beklagade NVE tidsåtgången, vilket man menade bl.a. berodde på att de nya reglerna är komplicerade. Tidsskäl angavs även för att inte tillmötesgå kommunernas krav om att inkludera koncessionerna efter 1948 i revisionen. Vidare angav NVE att Årdalsvassdraget är angivet som prioriterad i högsta klass, både i 2013 års vägledning och i vattenförvaltningen enligt VFS. Mot bakgrund av att vattendraget är regionens bästa laxälv och att den idag har dålig vattenstatus föreslog NVE därför att villkor om minimivattenförling borde fastställas. Regeringens beslut kom alltså förra året, tolv år efter NVE:s instilling till OED. I remissen stödde fylkesmannen och MD förslaget om minimivattenförling, vilket i princip också vann gehör hos regeringen. Inriktningen blev att undvika de värsta torrperioderna under sommaren i den viktigaste delsträckan, nämligen Storåna. Här hade en utsträckt sommarperiod föreslagits mellan maj och oktober, då vattenförlingen skulle vara 3 eller 4 m³/s. Regeringen menade emellertid att det skulle bli för kostsamt i form av minskad produktion och bestämde en kortare period (15/5–14/10) med vattenförling 2 m³/s. Minimivattenförlingen vintertid bestämdes till 1,5 m³/s. Produktionsförlusten för dessa åtgärder beräknades till 20–30 GWh/år. Därutöver fastställdes de sedvanliga standardvillkoren, liksom ett villkor om utredning om erosionsskador. Vissa delsträckor lämnades utanför omprövningen i

⁵⁵ OED Kongelig resolusjon 2015-04-17; Saksnr 08/2846 – Revisjon av konsesjonsvillkår for regulering av Årdalsvassdraget til Stølsåna i Hjelmeland og Forsand kommuner.

avvaktan på att revisionstidpunkterna för 1961 och 1962 års koncessioner skulle infalla.

4.5 Kommentarer om förvaltningspraxis vid omprövning enligt VREGL

Det är svårt att uttala sig om ambitionen i det norska arbetet med att ompröva tillstånd till vattenkraftverk, än mindre att jämföra med Sverige i motsvarande situationer. De fem revisionssaker som har genomförts har gällt förhållandevis stora regleringar med kapacitet att producera mellan 0,2 och 1,2 TWh/år (Vinstra: 1,2 TWh/år, Tesse: 0,2 TWh/år, Skjerkevatn: 0,9 TWh/år, Nidelva med Selbusjøen: 0,75 TWh/år och Årdalsvassdraget; 1,2 TWh/år).⁵⁶ De miljökrav som accepterats har beräknats resultera i produktionsförluster på mellan 12 och 30 GWh/år, dvs. 1–3 % av årsproduktionen, i något fall högre.⁵⁷ Samtliga de vattendrag som berörts av omprövningarna är klassificerade som kraftigt modifierade enligt artikel 4.3 RDV. I den norska debatten råder givetvis delade uppfattningar om detta är en acceptabel kostnad och om åtgärderna är tillräckliga för att möta miljökraven, inte minst från vattenförvaltningens sida. Från tillståndshavarnas sida pekar man på höga kostnader och stor miljönytta, medan besvikelsen från vattenkraftskommunerna och miljöorganisationerna är tydlig, särskilt när det gäller besluten om *Vinstra* och *Tesse*. Det verkar också vara så att miljökraven vid revision inte motsvarar dem som ställs när nya tillstånd till vattenkraftsverksamhet meddelas enligt VREGL. Det märks redan i kravet på föregående utredning, som inte är lika omfattande som vid en tillståndsansökan. Vid omprövningar föreskrivs inte heller minimivattenföring i alla älvsträckor, bara där det finns särskilda hänsyn som talar för det. En klar begränsning ligger också i att själva tillståndet – dvs. rätten att bedriva vattenkraftsverksamheten inom vissa vattenstånd – inte kan ifrågasättas. Den begränsningen verkar också ha tolkats relativt strängt i den praxis som utvecklats i revisionssakerna, t.ex. med hänvisning till att vissa miljökrav ”i praktiken” innebär att tillståndshavaren inte fullt ut kan utnyttja koncessionen. Sammanfattningsvis tror jag därför att skillnaden med svenska omprövningar inte blir

⁵⁶ Siffrorna har varit svåra att kontrollera och får tas med en nypa salt.

⁵⁷ Detta kan jämföras med motsvarande siffror i tillstånd till vattenkraftsverksamhet enligt miljöbalken, där utrymmet för ersättningsfria ändringar oftast anges vara 5 % av det möjliga produktionsvärdet.

särskild stor, trots utgångspunkten att tillståndshavaren får tåla alla nya villkor utan någon rätt till ekonomisk ersättning. Den stora vikt som läggs vid förlusten av produktionskapacitet och kostnader för tillståndshavaren i avvägningen mot miljöhänsyn sätter nog gräns för omprövningsmöjligheterna i minst samma utsträckning som de svenska ersättningsreglerna.

Takten i det norska omprövningsarbetet inte är imponerande. Handläggningstiderna både i NVE som OED kan vara extremt långa – ofta 10–12 år – och orsakerna därför inte särskilt övertygande. Att en central myndighet anger som skäl att reglerna är svåra att tillämpa möter knappast kraven på vad vi skulle betrakta som ”god förvaltning”. I flera fall har man dessutom inte gått med på att utöka revisionsaken till att omfatta angränsande koncessioner med hänvisning till tidsfaktorn, samtidigt som man legat på ärendet flera år och revisionstidpunkterna passerat. I Tesse-revisionen avvisade regeringen förslaget om att inkludera älven Veo, trots att den regleringen hade avgörande betydelse för miljöfrågorna i ärendet. Här framstår argumentet att det inte fanns någon formell ansökan om omprövning och att det skulle krävas omfattande utredning som anmärkningsvärt. Kravet var ju gammalt i den pågående revisionsaken och regeringen betonade i samma ärende att utredningen vid omprövning inte behöver vara särskilt utförlig. I Årdal-saken hamnade regeringen också i en märklig situation, då man avvisade kravet om att ta med regleringstillstånd vars revisionstidpunkt sades inte hade inträffat vid tidpunkten för beslutet. Dessa tidpunkter inföll emellertid 2011 och 2012 och regeringen fattade sitt beslut först tre år därefter. Att motparterna reagerar skarpt på NVE:s och regeringens inställning i den här frågan är inte svårt att förstå. Det ger också intryck av att det saknas politisk vilja – och det verkar inte ha ändrats genom åren eller med färgerna på regeringspartierna – att modernisera miljökraven i tillstånden för vattenkraftproduktion i Norge. Omsorgen om vattenkraftproduktionen verkar alltjämt vara ledstjärnan för dagen. Det är emellertid möjligt att en viss omsvängning är på gång, inte minst pga. implementeringen av RDV.⁵⁸

⁵⁸ Intervju med Carsten Jensen, NVE (27/11-15).

5. Norge och EES-avtalet

5.1 Inledning

Norge och de övriga EFTA-länderna Island och Liechtenstein är förbundna med EU-rätten genom EES-avtalet. Den roll som EU-kommissionen och EU-domstolen spelar inom Unionen utövas i EFTA av EFTA Surveillance Authority (ESA) och EFTA-domstolen. ESA har motsvarande kompetens att driva överträdelseärenden mot Norge, Island och Liechtenstein som kommissionen har mot de 28 medlemsstaterna i Unionen. En vanlig uppfattning är emellertid att ESAs verksamhet i arbetet att genomdriva EU-rätten är mera teknisk än politisk, jämfört med hur det går till när kommissionen beslutar i sådana frågor.⁵⁹ Det kan vara hur det vill med den saken, men en stor fördel är att kommunikationerna mellan ESA och EFTA-länderna är öppna för insyn och därmed en viktig källa till förståelse av EU-rätten. Som allom bekant försvaras hemlighetsmakeriet i dessa frågor till det yttersta av EU:s samtliga institutioner.⁶⁰

Den ursprungliga tanken i EES-avtalet var att det skulle upprättas en gemensam domstol för EFTA och EU. Efter att EU-domstolen uttalade att en sådan ordning skulle strida mot Unionsfördragen blev emellertid EFTA tvunget att bilda en egen domstol.⁶¹ Den har i princip samma kompetens som EU-domstolen, men är organiserad i en instans och utan generaladvokater. Men det finns också viktiga skillnader i systemen. För det första är de nationella slutinstanserna inte skyldiga att begära förhandsavgörande av EFTA-domstolen. För det andra är domstolens avgöranden i sådana mål formellt sett enbart rådgivande.⁶² Om emellertid en

⁵⁹ Stemsrud s. 54. Ett exempel på EU-kommissionens mera politiskt anpassade inställning i överträdelseärenden ges i det pågående ärendet mot Sverige om vargjakten. Trots att vi öppet har gått emot Bryssels uppfattning i frågan och beslutat om licensjakt i ett läge där både en formell underrättelse och ett motiverat yttrande har meddelats och trots att hårda förhandlingar med hot om inhibition pågått under flera år, har kommissionens kollegium valt att inte stämma Sverige inför EU-domstolen.

⁶⁰ Se t.ex. C-514/11 P *Liga para Protecção da Natureza* mot kommissionen och C-605/11 P *Finland* mot kommissionen, de s.k. *LPN-målen*. Skälet till att vi i Sverige känner till kommunikationerna mellan kommissionen och Sverige i överträdelseärenden på miljöområdet är att det svenska Miljö- och Energidepartementet anser att offentlighetsprincipen tar över.

⁶¹ Stemsrud, avsnitt 2.2.3.

⁶² Norska Høyesterett har dock uttalat att ett förhandsavgörande från EFTA-domstolen ska tilläggas "vesentlig vekt" (Rt. 2000 s. 1811 *Finanger I*). I EFTAs motsvarighet till *Laval-målet* (C-341/05), valde dock Høyesterett att uttryckligen gå emot EFTA-domstolen

nationell domstol går emot ett förhandsavgörande av EFTA-domstolen, kan ESA inleda ett överträdelseärende. Ett avgörande i en sådan sak är folkrättsligt bindande, alltså inte bara rådgivande. Den tredje skillnaden ligger dock i att EFTA-domstolen saknar möjlighet att döma medlemstaterna till böter för brott mot EU-rätten, motsvarande artikel 260 FEUF.⁶³ Däremot kan enskilda aktörer få skadestånd av staten för brott mot EU-rätten under ungefär samma förutsättningar som enligt *Francovich* (C-6/90).⁶⁴ Utsikten till framgång med en sådan talan är nog emellertid begränsad i ett läge där den nationella högsta domstolen har gjort en "egen" tolkning av EU-rätten, då det är samma domstol som slutligen prövar frågan om skadestånd.⁶⁵

(Rt. 2013 s. 258 resp. E-2/11 *STX Norway offshore*), vilket har lett till ett överträdelseärende från ESA (se <http://www.eftasurv.int/press--publications/publicdocuments?ActionEvent=Search&casenr=74557>). För vidare läsning, se Stemsrud avsnitt 7.1.3.

⁶³ Ett exempel på vad senfärdighet kan kosta ges i ett mål mot Sverige som gällde artikel 5.1 i det gamla IPPC-direktivet (2008/1) med krav på bedömning och uppdatering av tillstånd till stora industrianläggningar, idag artikel 21 i IED (2010/75). Arbetet skulle vara slutfört i slutet av 2007. För att möta kravet införde regeringen 2004 den s.k. 2007-förordningen (2004:989), som gav en instruktion till länsstyrelserna att genomföra omprövningar av omoderna tillstånd. Vid remissbehandlingen var det flera remissinstanser – däribland Uppsala universitet – som menade att en allmän instruktion i en förordning var otillräcklig för att kunna genomföra de behövliga omprövningarna i tid. Internt var Miljödepartementet av samma åsikt, men kördes över av Näringsdepartementet (som inte ville belasta verksamhetsutövarna med ytterligare "administrativa bördor"), Socialdepartementet (som inte ansåg det nödvändigt att reservera särskilda medel till länsstyrelserna för arbetet) och Justitiedepartementet (som inte ville ha några förändringar av gällande beslutsordning för prövning och tillsyn). Det gick som befarat och när kommissionen stämde Sverige inför EU-domstolen 2010 hade vi fortfarande 191 IPPC-anläggningar (av 1 034 st.) vars tillstånd inte var bedömda/omprövade. Mycket riktigt fälldes vi av EU-domstolen i mars 2012 (C-607/10). Omprövningsarbetet gick emellertid fortfarande trögt och i december 2013 ständes vi återigen av kommissionen, den här gången med ett yrkande om vite. När vitet dömdes ut ett år senare (C-243/13) återstod en anläggning och den kostade oss 2 miljoner € i engångsbelopp och 4,000 € löpande per dag fr.o.m. den 4/12-13. Nu blev det slutligen inte mer än 56,000 €, då det återstående nya tillståndet vann laga kraft i slutet av månaden. En intressant detalj i sammanhanget är att böterna togs från Miljödepartementets budget. Historien visar ändå att hotet om vite kan vara ett effektivt påtryckningsmedel.

⁶⁴ Stemsrud avsnitt 6.2.3 med hänvisning till bl.a. E-9/97 *Sveinbjörnsdóttir* och Rt. 2005 s. 1365 *Finanger II*.

⁶⁵ Man bör slutligen inte glömma skillnaden i storlek och målgenomströmning i de båda Luxemburgbaserade domstolarna; där EU-domstolen har 65 domare och 11 generaladvokater, fler än 20 000 anställda och dömer av omkring 1 500 mål årligen, är motsvarande

5.2 Överträdelseärendet mellan ESA och Norge

RDV införlivades i EES-avtalet 2007 och trädde i kraft i maj 2009. Det senare datumet var alltså då Norges lagstiftning skulle ha varit anpassad till direktivet. I mars 2011 anmälde åtta intresseorganisationer – LVK, miljö- och friluftsförbund, jägar- och fiskeorganisationer samt en förening för fiskerättshavare – Norge till ESA för brott mot RDV.⁶⁶ Man pekade på att 70 % av de norska vattendragen är reglerade för vattenkraft och att tillstånden är gamla och i stort behov av att moderniseras. Villkoren är inte anpassade efter de miljökrav som måste ställas idag, inte minst på grund av de korttidsregleringar som används på den marknadsbaserade elmarknaden. Föreningarna menade att Norges lagstiftning och förvaltningspraxis inte lever upp till de omprövningskrav som ställs i RDV. Tvärtom har regeringen och Stortinget utgått från att anpassningen till RDV ska ske i enlighet med existerande lagstiftning och givna tillstånd. Det innebär till att börja med att vattenplaneringen får anpassa sig till de prioriteringar och den takt som redan är bestämt för revisionsarbetet, bl.a. genom vägledningarna OED 2012 och NVE 2013. En sådan ordning menade föreningarna bryter mot kravet i RDV att alla verksamheter som påverkar vattenförekomster ska bedömas inför en ny planeringscykel och anpassas så att miljömålen kan uppnås. Vidare är de rättsliga instrument som idag erbjuds i VREGL och VRL helt otillräckliga. Föreningarna ansåg därför att Norge i praktiken har infört ett allmänt undantag för vattenkraften från de förändringskrav som ställs i direktivet.

Klagomålet väckte ESAs intresse och ett första brev gick till den norska regeringen i februari 2012. ESA ställde sig inledningsvis frågande inför ordningen för klassificering av de reglerade vattenförekomsterna som kraftigt modifierade. Man pekade på att en sådan bestämning enligt artikel 4.3 RDV enbart får ske under förutsättning att de förändringar som krävs för att uppnå god ekologisk status skulle få ”betydande negativ inverkan” på vattenanvändningen, i det här fallet kraftproduktion. Denna bedömning ska ses över inför varje planeringscykel. ESA undrade hur den

siffror för EFTA-domstolen tre domare, färre än 20 anställda och knappast fler än 15 mål per år.

⁶⁶ Case No: 69544; Complaint against Norway concerning compliance with the Water Framework Directive 2000/60 as regards regulated water courses. De flesta kommunikationer i överträdelseärendet är utlagda på ESAs hemsida (<http://www.eftasurv.int/press-publications/public-documents/>), resten finns på norska vattenportalen (www.vannportalen.no). Min redogörelse utgår från kommunikationerna 2011-03-10 till 2014-07-04.

norska ordningen enligt NVE 2013 – som ju utgår från att endast *vissa* regleringar ska omprövas efter en prioritering – ställde sig i förhållande till kravet i RDV att tillstånden i *alla* vattenförekomster ska bedömas och vid behov omprövas. Dessutom var man oroad över takten i det norska arbetet och nämnde särskilt *Vinstra* och *Tesse*. Därefter övergick ESA till frågor om de rättsliga instrumenten effektivitet i förhållande till RDV. Man pekade på målsättningen i artikel 4.1.a.iii RDV om att ”skydda och förbättra alla konstgjorda och kraftigt modifierade vattenförekomster i syfte att uppnå en god ekologisk potential”. Som ett verktyg i det arbetet måste åtgärdsprogram sättas upp som ska innehålla de ”grundläggande åtgärder” enligt artikel 11.3 som behövs för att uppnå målet. Bland dessa åtgärder nämns i artikel 11.5 att ”relevanta tillstånd och godkännanden granskas och ses över vid behov” (”as appropriate”). Det betyder enligt ESA att de nationella myndigheterna måste – efter en analys enligt artikel 5 av vattenförekomsten, miljökonsekvenserna av mänskliga aktiviteter och vattenanvändningens ekonomiska konsekvenser – ha en möjlighet att föreskriva sådana åtgärder som behövs för att uppnå miljömålet inom en planeringscykel. Kravet i artikel 11.5 är otvetydigt och har företrädare framför nationell lagstiftning som strider däremot. ESA frågade därför den norska regeringen om de rättsliga instrument som erbjuds i VREGL och VRL är tillräckligt anpassade för att möta dessa krav.

Regeringens svar kom i maj 2012. I klassificeringsfrågan angav man att den var gjord efter en bedömning av varje vattenförekomst för sig. Till ledning för detta arbete hade NVE 2013 använts på så vis att de regleringar som där var angivna som prioriterade ska genomgå revision enligt VREGL. I dessa vattendrag kan manövreringsreglementet ändras och krav på minimivattenföring införas utan att det medför ”betydande negativ inverkan” på kraftproduktionen. När man bedömer vad som utgör en sådan inverkan måste nämligen en avvägning göras mellan miljönyttan och den förlust som uppstår i kraftproduktionen. Härvid måste man särskilt beakta dels att Norge till mycket stor del är beroende av vattenkraften för sin elförsörjning, dels landets förpliktelser enligt förnyelsedirektivet. När det gällde de rättsliga instrumenten menade regeringen att de var tillräckliga för att kunna ställa förändringskrav på vattenverksamheterna inom ramen för planeringscyklarna. För det första gällde den allmänna regeln om revisionsmöjlighet efter 50/30 år för alla tillstånd som meddelats efter 1959. För det andra innehåller de flesta tillstånd den allmänt formulerade post 12 om möjligheten till ändringar i manövreringsreglementet. I tillstånd som meddelats i modern tid finns dessutom

ofta olika standardvillkor för naturförvaltning, fiske och erosion som löpande kan användas av miljömyndigheterna för att förbättra vattenstatusen. När det gäller verksamheter som inte har tillstånd enligt VREGL kan § 28 och § 66 VRL användas för att ställa de krav som behövs för att miljömålen ska kunna uppnås. Förutsättningen att använda sig av dessa bestämmelser vid "särskild anledning" kan ges ny förståelse genom fördragsenlig tolkning och kan därmed utlösas av ett krav om åtgärder enligt artikel 11.5 RDV. I andra fall kan myndigheterna använda de allmänna omprövningsmöjligheterna enligt § 35 FL och förvaltningsrättsliga grundprinciperna för att åtgärda viktiga miljöproblem. På så vis erbjuder den norska lagstiftning ett komplett paket av rättsliga instrument som täcker de behov av anpassning av vattenverksamheterna till vad som krävs av direktivet. Visserligen kan högsta och lägsta regleringsnivå inte ändras vid revision enligt VREGL, men miljön är bäst betjänt av ändringar av manövreringsreglementet och krav på minimivattenföring. Och även om enbart prioriterade vattendrag ska genomgå regelrätt revision, kommer tillräckliga krav att kunna ställas med stöd av övriga rättsliga instrument. Slutligen är tidsaspekten heller inte något problem. *Vinstra* och *Tesse* var först ut i omprövningsarbetet och är inte typiska. De norska myndigheterna har tillräckliga kunskaper och resurser för att kunna genomföra översynen av vattenregleringarna så att miljömålen enligt RDV kommer att nås till 2021 eller 2027.

Argumenten upprepas i de efterföljande kommunikationerna från parterna, även om viss glidning kan skönjas från regeringens sida. ESA poängterade att målen som anges i artikel 4 ska nås inom 15 från det att RDV införlivades i EES-avtalet. Tiden för att uppnå målen får skjutas upp till nästa planeringscykel enbart under de förutsättningar som anges i artikel 4.4 och efter att en analys enligt artikel 5 har utförts. Om behovet av omprövning bara kommer att gälla de prioriterade vattenregleringarna kommer analysen av de andra göras utifrån gårdagens kunskapsläge. Flera av de rättsliga instrument som regeringen hänvisar till är närmast teoretiska. Dessutom är lagstiftningen fragmenterad och brister i den klarhet som krävs av EU-rätten. I den delen hänvisade ESA till C-32/05 som gällde RDVs implementering i Luxemburg, där EU-domstolen betonade att vissa bestämmelser i är så precisa att de måste anges i uttrycklig lagstiftning, vilket bl.a. gäller artikel 11.5.

Så har inte skett i Norge och därmed är bestämmelsens effektiva implementering inte säkerställd. Regeringen å sin sida menade nu att uttalandena om prioriteringarna i NVE 2013 enbart gällde för den första plane-

ringscykel 2009–2015, som var frivillig för Norges del. I fortsättningen ska vattenplaneringen inte utgå från gällande tillstånd, utan en samhälls-ekonomisk analys ska göras för alla vattenförekomster. Åtgärdsprogrammen ska fastställas under förutsättningen att krav på minimivattenföring ska kunna finnas även i icke-prioriterade vattendrag. Regeringen menar också att även om lagstiftningen är komplex, är den tydlig för dem som är inblandade i vattenärenden. Från föreningarna slutligen påpekades att omgjøring/innkalling enligt VRL inte har utnyttjats i någon nämnvärd utsträckning och egentligen aldrig för att samordna dessa provningar med revisioner. Som exempel gavs koncessionerna för älven Veo som OED inte ville ta med i Tesseregleringen, trots att revisionen av dessa stod för dörren.⁶⁷ Inte heller post 12 eller omprövningsmöjligheterna enligt § 35 FL har använts. De senare bestämmelserna aktualiserades vid den kraftiga torkan under 2006 av flera kommuner som ville att OED skulle besluta om ändringar av vattenregleringen, vilket emellertid avvisades. Exemplet visar att bestämmelserna är tänkta att användas enbart i exceptionella situationer, t.ex. av tunga säkerhetsskäl. När det gäller förhållandet mellan OED:s och NVE:s vägledningar och vattenplaneringen är det enligt föreningarna tydligt att regeringen har dubbla budskap. Å ena sidan säger man nu att planeringen ska göras helt fristående från prioriteringarna, å den andra påpekar NVE till vattenregionerna att det motsatta gäller. Det här visar att hittillsvarande praxis kommer att fortsätta att tillämpas, dvs. att endast de vattenregleringar som är prioriterade i NVE 2013 kommer att få villkor om minimivattenföring och då enbart i de fall som det finns särskilda skäl. Att lagstiftningen är komplex, otillräcklig och oförutsebar menar föreningarna är uppenbart.

5.3 Allmänt om överträdelseärendet

Som jag har uppfattat kontroversen mellan ESA och Norge, omfattar den fem frågor. För det första om klassificeringen av de reglerade vattenförekomsterna som kraftigt modifierade. För det andra om skyddet av och målsättningen för dessa vattenförekomster lever upp till kraven i RDV. Vidare gäller den om de rättsliga instrumenten i VREGL och

⁶⁷ Den inleddes 2012 och NVE:s instilling gick till OED i december förra året: Krav om revisjon av konsesjonsvilkår for overføring av Veo til Tessevassdraget, Oppland-NVE:s innstilling (2015-12-17; dnr 201202206-25), se <https://www.nve.no/konsesjonssaker/konsesjonssak?id=6664&type=V-1>.

VRL är tillräckliga för att kunna ställa förändringskrav på tillståndsgiven vattenverksamhet inför varje planeringscykel. Närliggande är frågan om lagstiftningen utgör en effektiv implementering av kraven i det avseendet i RDV, eller om den är för komplicerad, fragmentiserad och otillgänglig för dem som berörs. Den sista frågan gäller resurserna för genomgången av vattenregleringarna och tidsaspekten i förhållande till RDV. ESA menar alltså att dessa brister i den norska vattenrätten och vattenadministrationen sammantaget bryter mot artiklarna 4 och 11 RDV.

Frågan om resurser är det omöjligt för en utomstående betraktare att ha en åsikt om. Det verkar dock vara en given utgångspunkt för samtliga parter att farten måste öka i omprövningsarbetet. Något liknande kan sägas om klassificeringsfrågan. Utgångspunkten ”på backen” är emellertid att Norge varit frikostig med att klassificera reglerade vattendrag som kraftigt modifierade.⁶⁸ En sådan bestämning får enligt artikel 4.3 alltså göras enbart under förutsättning att de förändringar i vattenförekomsten hydromorfologiska egenskaper som är nödvändiga för att uppnå en god ekologisk status skulle få en betydande negativ inverkan på bl.a. kraftproduktionen. Om så är fallet för samtliga de vatten som Norge har bedömt vara kraftigt modifierade kan jag givetvis inte uttala mig om, men ESA ställer sig frågande.

5.4 Omprövningar enligt VREGL och VRL

När det gäller de mera juridiska frågorna i överträdelseärendet är det också svårt att uttala sig bestämt, men låt mig i alla fall lämna några synpunkter från allmänt EU-rättsligt perspektiv. I den delen är diskussionen främst inriktad på målsättningen för kraftigt modifierade vattendrag, nämligen att uppnå god ekologisk potential i tid (artikel 4.1.a.iii, jämfört med artikel 4.4). Den teknik som används i RDV är att vattenmyndigheterna inför varje planeringscykel ska se över vilka förändringar som måste göras för att förbättra vattenstatusen, med undantag för sådana åtgärder som är oproportionerligt kostsamma eller som måste genomföras stegvis av naturliga orsaker eller tekniska skäl. De åtgärdsprogram som ska upprättas enligt artikel 11 ska beakta den analys över vattenförekomsterna och påverkande verksamheter som ska utföras enligt artikel 5 och ange de åtgärder som behövs för att nå miljömålet god ekologisk potential. Om det

⁶⁸ Intervju med Pernille Lund Hoel & Jo Halvard Halleraker, Miljødirektoratet (12/1-16), även Wang Andersen s. 363.

är osannolikt att målen nås i tid, ska bl.a. orsaken till detta undersökas och de tillstånd som gäller för påverkande verksamheter granskas och ses över. Man bör också observera att även om medlemsstaterna har möjlighet enligt artikel 4.5 att ange mindre stränga miljömål för de kraftigt modifierade vattenförekomsterna än vad som framgår av artikel 4.1.a.iii, bör också bedömningen av vad som är ”omöjligt eller oproportionerligt dyrt” göras mot bakgrund av kraven i artikel 4.5.b och c och under förutsättning att ytterligare åtgärder enligt artikel 11.5 vidtas.⁶⁹

Åtgärder som ESA anger som lämpliga för att förbättra vattenstatusen är krav på minimivattenflöde, ändringar i manövreringsreglementen för magasinen, åtgärder för att förbättra vattentemperatur och vattenkvalitet, förbättringar av den biologiska statusen i och omkring vattendragen, faunapassager och förstärkning av fiskpopulationer samt åtgärder för att motverka erosion. Flera av dessa kan genomföras genom att miljömynigheterna använder sig av standardvillkoren i tillstånden. Det är emellertid bara hälften av alla tillstånd som har standardvillkor för naturförvaltning och om Norge tänker använda sig av revisionsinstrumentet för att introducera dem i systemet räcker tiden inte till.⁷⁰ De exempel som jag har sett på beslut som grundas på dessa delegationsvillkor har också varit relativt försiktiga.⁷¹ Det har rört sig om förelägganden om räkning av fisk för att kontrollera sjukdomar och vandringsstäthet, undersökningar av vandringshinder och effekten av minimivattenföring samt habitatkartläggningar vid behov. Därmed inte sagt att standardvillkorstekniken inte kan användas i vidare omfattning – t.ex. för att kräva faunapassager – men så har alltså inte skett ännu. Här kan det emellertid observeras att det är MD som har instrumentet i sin hand och överklaganden går till KLD, inte till NVE. Möjligen kan denna beslutsordning tala för att mera generös tillämpning av standardvillkoren, men det återstår att se. Ett kvarstående problem med standardvillkorstekniken i förhållande till vat-

⁶⁹ Det sistnämnda påpekades av kollegan Henrik Josefsson vid Juridicum, Uppsala universitet (intervju 20/1-16). För den som är intresserad av vidare fördjupning om direktivet, se hans avhandling: *Good Ecological Status, Advancing the Ecology of Law*, Uppsala Universitet, Uppsala 2015.

⁷⁰ OED Meld. St. 14 (2015-2016). *Melding til Stortinget: Natur for livet – Norsk plan for naturmangfold* (2015-12-18), s. 95 f.

⁷¹ Beslut av Direktoratet for Naturforvaltning 04.04.2013 (dnr 2013/1489). Statsregulering av Skjomenvassdragene – fiskebiologiske pålegg for Skjoma 2013-2017 och Miljødirektoratet 20.11.2015 (dnr 2014/13929). *Fålegg om fiskebiologiske undersøkelser i Åbjøravassdraget 2016-2020*.

tenplaneringen är att besluten inte får medföra vattenförluster av någon betydelse, varför det i många situationer ändå kommer att krävas revision av tillstånden.

Om de regelrätta omprövningarna enligt VREGL kan sägas att en stor fördel i det norska systemet är att den myndighet som hanterar den frågan kan bestämma revisionsobjektet efter vad som är lämpligt, bl.a. i förhållande till kraven i RDV. Problemen med revisionsprocessen är dock flera. För det första är den till sin natur omfattande och tar lång eller mycket lång tid. För det andra verkar det substantiella utfallet av villkorsförändringarna inte vara särskilt långtgående, vilket illustreras med att minimivattenföring enbart får krävas om det finns särskilda skäl. Slutligen är det ju så att när väl nya villkor är meddelade kan de i princip inte omprövas förrän efter 30 år. Den här trögheten och bristande flexibiliteten i systemet är svår för att inte säga omöjlig att förena med RDV:s krav på löpande utvärderingar och förbättringsåtgärder. Ett annat problem ligger i att högsta och lägsta nivå över huvud taget inte kan omprövas, vilket också kan vara problematiskt.

5.5 Övriga rättsliga instrument för att möta kraven i RDV

Den norska regeringen hävdar att post 12 om ändringar i manövreringsreglementet kan användas om det krävs i verksamheter där tiden för villkorsrevision inte har gått ut, liksom att § 35 FL och allmänna förvaltningsrättsliga principer kan användas för att ändringar i själva tillståndet. Ett problem i den argumentationen är att dessa instrument dels är renodlade säkerhetsventiler, dels bara har använts enstaka gånger vid allvarliga händelser. Man kan givetvis hävda att instrumenten egentligen har ett betydligt bredare användningsområde, vilket kan utvidgas i rätts-tillämpningen.⁷² I ett läge när rättsuppfattningen är relativt stabil och då det har införts uttryckliga omprövningsbestämmelser i miljölagstiftningen, krävs nog emellertid att en sådan ny rättstillämpning åtminstone ges stöd i tydliga riktlinjer eller i rättspraxis. I ett land som Norge där domstolarna ytterst sällan får mål som dessa på sitt bord kan det förra

⁷² Att § 35 FL och allmänna förvaltningsrättsliga principer kan användas betydligt bredare med avseende på givna miljöbeslut är ju en tes som Backer hävdar i sin avhandling (Backer 1986, se särskilt kapitel 36 och 37). Den är emellertid skriven före VREGL-reformen 1992.

fungera internt, men EU-rättsligt är det betydligt mera problematiskt. Mer om det nedan.

En liknande argumentation har ju förts om kriterierna för användningen av § 28 och § 66 VRL med avseende på verksamheter som inte har tillstånd enligt VREGL. I lagtexten och i förarbetena anges att de endast kan användas vid "særlige tilfelle" och det har hittills varit sällan. Regeringens inställning är här att tolkningen av uttrycket måste ske i ljuset av Norges förpliktelser enligt RDV, vilket givetvis är korrekt.⁷³ En ändring av administrativ praxis i det avseendet lever emellertid knappast upp till det krav på tydlighet som krävs i EU-rätten. Visserligen är utgångspunkten i artikel 288 FEUF att det är helt öppet *hur* medlemsstaterna genomför den gemensamma lagstiftningen. Av fördragsbestämmelsen framgår ju bara att direktiv är bindande med avseende på resultatet och att det överlämnas till medlemsstaterna att bestämma formen och sättet för implementeringen. Skrivningen är emellertid gjord närmast obsolet genom EU-domstolens rättspraxis. Redan i de berömda TA Luft-målen (C-361/88, *TA Luft I* och C-59/89 *TA Luft II* (1991)) uttalade domstolen att det visserligen inte är nödvändigt att implementera direktiv genom uttrycklig nationell lagstiftning, utan det kan räcka med en rättslig ram ("general legal context") för att garantera att bestämmelserna genomförs på ett tillräckligt klart och tydligt sätt. Kravet på effektiv implementering kan dock variera och det måste för de berörda klart framgå vad det är som gäller så att de kan försvara sina intressen. När det gäller en hälsoskyddsfråga som luftföroreningar är inte tillräckligt med enbart administrativa föreskrifter eller praxis. Därmed underkände EU-domstolen den tyska implementeringen av EUs luftkvalitetsnormer genom föreskriften TA Luft.⁷⁴ Det här uttalandet har upprepats otaliga gånger sedan dess, bl.a. i C-6/04 *KOM./ UK* (2005). Men det har också skett ytterligare skärpningar av genomförandekravet från EU-domstolens sida, vilket ESA pekar på i sin hänvisning till C-32/05 *KOM./ LU* (2006). Här betonade ju domstolen att vissa bestämmelser i RDV är så precisa att de måste anges i uttrycklig lagstiftning. Ett ytterligare steg togs

⁷³ Backer 2012, s. 300.

⁷⁴ Vilket på sin tid fick en ledande tysk rättsvetare att utbrista: "TA Luft är bindande för alla, utom för EU-domstolen".

i en dom mot Polen (C-192/11 *KOM./ PL* (2012), där EU-domstolen uttalar (para 48):⁷⁵

”...bör man komma ihåg att enbart administrativ praxis, som till sin natur fritt kan ändras av myndigheten och som inte offentliggörs i tillräcklig utsträckning, kan inte anses som ett giltigt fullgörande av de skyldigheter att införliva ett direktiv.”

Mot den hör bakgrunden tror jag att EFTA-domstolen – som brukar vara väldigt trogen den praxis som har utvecklats i EU-domstolen – menar att det inte räcker med att Norge nu förklarar att förvaltningen tänker börja använda sig av de aktuella bestämmelserna på ett nytt sätt i ljuset av kraven i RDV. Det krävs nog mer än så, troligen uttrycklig författningsstöd till stöd för en sådan tillämpning.

5.6 Sammanfattande bedömning

Mot bakgrund av den här analysen tror jag alltså att det är mycket tveksamt om det norska systemet lever upp till kraven i RDV.⁷⁶ Det krävs troligen att revisionsbestämmelserna i VREGL kompletteras med en möjlighet att fortlöpande göra anpassningar i tillstånden och villkoren för vattenregleringarna med avseende på såväl tiden för som omfattningen av revisionen. Även själva tillståndet bör kunna omprövas, vilket betyder att man inte kan göra halt inför ändringar i högsta resp. lägsta reglerade vattennivå. En allmän miljörättslig erfarenhet är f.ö. att det är svårt att skilja tillståndet från villkoren för en verksamhet, dessutom gör en sådan distinktion systemet oflexibelt. Jag tror som sagt också att det krävs en uttrycklig regel om detta för att möta EU-rättens krav på tydlighet, vilket ju är särskilt viktigt i ett system där rättspraxis spelar mindre roll. Det bör heller inte finnas några europarättsliga hinder mot att göra en sådan regel tillämplig även på givna tillstånd där tiden för villkorsrevision inte har gått ut. Förutsättningen bör emellertid vara att den förses med en genomförandetid i syfte att respektera de berörda verksamhetsutövarnas

⁷⁵ Domen finns tyvärr enbart på franska och polska. Översättningen är min egen, gjord med hjälp av franskspråkiga vänner.

⁷⁶ Vilket också är den slutsats som dras i både Lorange Backer 2012 (s. 300) och Wang Andersen 2013 (s. 355 ff).

berättigade förväntningar.⁷⁷ Därutöver är det nog så att de övriga instrumenten i VRL bör klargöras och vidgas för möjliggöra samordnade prövningar av verksamheter som regleras av de olika regelverken. Slutligen tror jag att Norge – liksom Sverige – har anledning att se över systemet för beslutsfattande för att anpassa det till RDV:s planeringscykler. Eller för att tala med EU-domstolen (min kursiv):⁷⁸

Det krävs således inte enligt unionsrätten att den befogenhet som de lokala och regionala myndigheterna har med avseende på fullgörande av de skyldigheter som följer av direktiv 92/43 kompletteras av en subsidiär befogenhet för staten. (.) *Unionsrätten kräver dock att de åtgärder som vidtas enligt det system som har införts i nationell rätt sammantaget är tillräckligt effektiva för att säkerställa en riktig tillämpning av reglerna i direktiv 92/43 (...)*

5.7 Inför framtiden

Det återstår att se om den norska regeringen är beredd att ta de steg som behövs för att möta kraven i RDV. Vid läsning av OED:s färskas anmälan till Stortinget om en plan för naturmångfald kan det emellertid vara svårt att känna optimism i den saken. Här upprepas mantrat om revision som det huvudsakliga receptet för att införa nya miljökrav, trots att processen är ”svært tid- og ressurskrevende, og at det er betydelig antall” av gamla tillstånd som måste gås igenom. Regeringen tillägger att det som utgångspunkt endast är de 50 högst prioriterade regleringarna där krav på minimivattenföring och ändringar av manövreringsreglementet ska introduceras och allmänt sett ska försiktighet iakttas när det gäller krav som medför produktionstapp. Möjligen finns en öppning i en skrivning om att regeringen ska överväga hur standardvillkor och andra rättsliga medel kan användas på ett mera rationellt sätt för att nå miljömålen för 2016–2022, men det är än så länge skrivet i stjärnorna vad som kommer ut av det.⁷⁹ Då det är fråga om delegationsvillkor är det emellertid svårt att

⁷⁷ Se *Fredin v Sweden* i Europadomstolen (ECHR 1991-02-18; Case No 12033/86). Jag har skrivit om fallet dels i *Rätt tillstånd för miljön* (avsnitt 2.2), dels i *Tradition och förnyelse på vattenrättens område* (2014). Se också Vattenverksamhetsutredningen slutbetänkande SOU 2013:69 *Ny tid ny prövning*, avsnitt 8.6. Ett norskt motsvarande rättsfall är f.ö. Rt. 2008 s. 1747 *Hopen naturreservat*.

⁷⁸ C-301/12 *Cascina di Prini* (2014), para 43.

⁷⁹ OED Meld. St. 14 (2015-2016). Melding til Stortinget: Natur for livet – Norsk plan for naturmangfald (2015-12-18), s. 96. Även intervju med Carsten Jensen, NVE (27/11-15).

se några juridiska skäl för att man inte går fram föreskriftsvägen. Det är slutligen svårt att frigöra sig från känslan att de norska myndigheter gör som så många andra i den stora familjen inom Unionen, dvs. talar med kluven tunga. Å ena sidan säger man i kommunikationerna med ESA att prioriteringen i NVE 2013 inte gäller för planeringscykeln 2016–2021. Åtgärdsprogrammen ska fastställas utifrån förutsättningen att krav på minivattenföring ska kunna finnas även i icke-prioriterade vattendrag. Å andra sidan är den nationella ”føringen” (vägledningen) från januari förra året till vattenregionerna inför planeringscykeln 2016–2021 alls inte så tydlig.⁸⁰ Dessutom gick NVE ut med ett dekret till vattenregionerna om att prioriteringsordningen gäller,⁸¹ vilken myndigheten sedan följde upp med invändningar mot de åtgärdsprogram som säger annat.⁸² Vi får alltså förstå om ESA förhåller sig skeptisk och avvaktar vad som kommer ut när planerna fastställs av regeringen senare under våren. Först då blir det nog bestämt om Norge stäms inför EFTA-domstolen i överträdelseärendet.

6. Jämförande slutsatser

6.1 Inledning

När jag började min studie om norsk vattenrätt skedde det med utgångspunkt från två missuppfattningar. Jag trodde nämligen att den vattenrättsliga tillståndssystemen i grannlandet dels byggde på tidsbegränsade tillstånd, dels var betydligt mer långtgående i kraven på anpassning av gamla tillstånd till moderna miljökrav. Den senare uppfattningen byggde på förförståelsen att ändringar i tillstånden som huvudregel inte utlöser någon rätt till ekonomisk ersättning till tillståndshavaren. Som har framgått av rapporten hade jag fel i båda avseendena; tillstånden är numera eviga och frånvaron av en ersättningsrätt gör ingen skillnad på det här området. Det hindrar inte att jag har lärt mig mycket av att studera norsk vattenrätt och på ett allmänt plan finns alltid lärdomar att göra genom att se sitt eget rättssystem ”Im fremden Spiegel”.⁸³ Jag avslutar därför med

⁸⁰ Vannforvaltningsplaner i vassdrag med kraftproduksjon – nasjonale føringer. OED/KLD 24.1.2014 (dnr 12/3553).

⁸¹ Innspill til arbeidet med vannforvaltningsplaner og tiltaksprogram. NVE 19.3.2014 (dnr 200709992-78).

⁸² Se t.ex. Regional plan for vannforvaltning i vannregionen Vest-Viken 2016-2021. Vannregion VestViken 2.november 2015, s. 22 ff.

⁸³ Se Darpö & Nilsson 2008.

några komparativa slutsatser av den norska regleringen av vattenkraften och möjligheterna att ompröva givna tillstånd. Det är inte fråga om någon djupare diskussion om effektiviteten i reglerna och beslutsordningen, utan jag nöjer mig med att lyfta fram två frågor som är särskilt intressanta ur ett svenskt perspektiv. Den första gäller de vida möjligheterna till samordnad prövning i norska revisionsaker, den andra om vad vi kan lära av ESA-ärendet.

6.2 Möjligheterna till samordnad prövning

Till att börja med vill jag påstå att det på ett allmänt plan är svårt att dra några slutsatser kring den norska beslutsordningen på vattenrättens område, då den är väldigt olik vår process enligt miljöbalken. Skillnaden mellan ett system där miljöbesluten tas helt och hållet i förvaltningen och ett som är domstolsbaserat är helt enkelt för stora för att möjliggöra en giltig komparation. Det finns visserligen likheter med beslutsfattandet i Sverige på miljöområden där regeringen överprövar tillstånd som meddelas av sektorsmyndigheter, men det gäller främst infrastrukturanläggningar och utvinning av mineraler. Jag måste dock erkänna att jag har fått en liknande känsla vid studiet av norsk vattenrätt som jag får när jag närmar mig de rättsområden i Sverige där regeringen har sista ordet. Beslutsfattandet framstår som betydligt mera politiserat jämfört med den vanliga prövningen i miljödomstol och möjligheterna för de motstående intressena att göra sig hörda är klart mindre.⁸⁴ Jag vill också påstå att där saknas den balans som uppstår när rättstillämpningen avgörs av ett oberoende organ. Som framgått av studien påverkas många rättsliga konstruktioner av att de hanteras helt inom förvaltningen i ett system där domstolarna sällan överprövar dess beslut. Exempelvis blir det ”juridiska värdet” av ett uttalande i en ”föreläggelse” från regeringen eller en ”retningslinje” från en nationell myndighet om förståelsen av en miljörättslig regel – som ju ofta innehåller avvägningar mellan olika samhällsintressen eller ett administrativt skön – väldigt annorlunda än i ett system där tillämpningen av samma regel överprövas i sin helhet av en domstol som fattar ett nytt beslut.

Även om alltså utgångspunkterna är olika, vill jag ändå lyfta fram en stor fördel med det administrativa beslutsfattandet i Norge. Revisionsmöjligheterna i VREGL och VRL ger stort utrymme för att ta ett samlat

⁸⁴ Buan & Eikeland & Inderberg (2010), s. 110.

grepp på ett helt eller t.o.m. flera vattendrag. Möjligheten utnyttjades också tämligen vidsträckt i de fem revisionssakerna som är avslutade. Även om både NVE och regeringen avvisade flera krav på utvidgning av revisionssaken, var utgångspunkten ändå att samordna prövningen efter vad som är lämpligt ur ett helhetsperspektiv. Det finns också exempel på hur myndigheten i tillstånd enligt § 8 VRL eller i beslut enligt § 18 VRL om att ett visst projekt inte behöver tillstånd bestämmer att villkoren kan komma att ändras vid en förestående revision.⁸⁵ Som nämnts ovan, används också tekniken att villkor i olika tillstånd bestäms i en samordnad prövning, men att de inte börjar gälla förrän fristen för villkorsrevision har löpt ut. I de här delarna skiljer sig det norska systemet klart från det svenska, där utgångspunkten istället är att varje kraftverk i ett vattendrag måste provas för sig. Något som underlättar den norska samordningen är också att ofta är det är regleringsföretagen som är tillståndshavare. Som jag har förstått det, är huvudregeln i Sverige att det är vattenkraftsägarna som sitter på tillstånden.⁸⁶ Regleringsföretagen – i den mån det finns ett sådant i ett vattendrag – är oftast bildade som frivilliga samfälligheter. Också det faktum att processen i sin helhet sköts inom en myndighet som har tillgång till alla slags rättsliga instrument är en klar fördel om man vill åstadkomma effektiva prövningar för att förnya miljökrav i gamla tillstånd. NVE är på så sätt en riktig ”one-stop shop” – eller ”allt i en lucka”, som man säger i Finland – vilket manar till efterföljd. Där-

⁸⁵ Ett exempel på ett tillstånd till vattenkraft enligt § 8 VRL med en sådan skrivning är NVE:s beslut om Vesle Kjela kraftverk i Telemark (NVE beslut 2014-02-11, NVE 201104306-23). Här ville kommunen att tillståndsprövningen skulle samordnas med den pågående revisionen av Tokke-Vinje-vassdraget. Kravet avvisades av NVE (och OED efter överklagande), som emellertid påminde att driften av kraftverket skulle bli beroende av de nya regleringsvillkoren för magasinen i älven. Ett exempel på en motsvarande tillämpning i ett ärende enligt § 18 VRL gällde upprustningen av Nedre Rössåga kraftverk, där NVE bestämde att projektet inte var tillståndspliktigt, samtidigt som man uttalade att tillräcklig hänsyn till bl.a. erosion kunde tillvaratas i den pågående revisionen av Rössågavassdraget. (NVE 2011-12-15; NVE 200700445-38).

⁸⁶ Som vanligt i svensk vattenrätt råder oklarhet. Jag har hört påståenden om regleringsföretagen visst är tillståndshavare, medan det motsatta kom fram i intervjun med Daniel Lewandowski, Vattenregleringsföretagen (20/1-16). Enligt hemsidan (<http://www.vattenreglering.se/>) svarar Vattenregleringsföretagen för reglering av vattnet för kraftproduktion i Umälven, Ångermanälven, Indalsälven, Ljungan, Ljusnan och Dalälven. I var och en av dessa älvar finns ett vattenregleringsföretag och verksamheten organiseras gemensamt på huvudkontoret i Östersund. Delägare i företagen är kraftproducenterna i de sex älvarna. I Luleälven ägs samtliga kraftverk av Vattenfall.

med är vi framme vid den slutsats som brukar dras i dessa sammanhang i den svenska diskussionen om miljöprocessen, nämligen att tillstånd och andra miljöbeslut bör tas av en myndighet. Miljödomstolens roll bör vara att överpröva de administrativa besluten och i det avseendet har den svenska förvaltningsprocessen stora fördelar jämfört med systemet med rättsprövning som tillämpas i Norge. Men det är som sagt en fråga som får diskuteras i annat sammanhang.

6.3 Omprövning och RDV

Den andra lärdomen vi kan dra av det norska exemplet gäller systemet för omprövning och mötet med RDV:s anpassningskrav. Till att börja med kan vi konstatera att det finns stora likheter när det gäller tillstånd till vattenreglering och kraftverk i våra länder. Även i Sverige är de flesta tillstånd gamla och i stort behov av anpassning till dagens miljöbehov och samhällsvärderingar.⁸⁷ Vidare finns många verksamheter som fortfarande bedrivs utan tillstånd eller som bara omfattas av äldre domar, privaträttsliga avtal och privilegiebrev. Till problematiken hör också att en vattenverksamhet kan omfattas av ett antal tillstånd och domar från olika tidsepoker. Det är därför knappast någon överdrift att säga att det svenska vattenrättsområdet präglas av oklarheter om vad som gäller, vilket i sig medför problem för tillsynsmyndigheterna på området. Det är också så att många vattenverksamheter orsakar miljöproblem; minimitappning vid fel tidpunkter, fel sätt och på fel plats, korttidsreglering som medför stora skador eller nolltappning och torrlagda fåror, dammar och annat som fungerar som vandringshinder eller reglering som skadar vattendragets kantzoner. Det finns alltså ett omfattande omprövningsbehov, men arbetet går som i Norge, dvs. långsamt eller mycket långsamt. Det är svårt att jämföra siffror, men mellan 1990 och 2010 har endast 90 omprövningar begärts av vattenkraftverk och regleringsdammar med äldre tillstånd av totalt drygt 3 500 anläggningar. Orsakerna till senfärdigheten är flera, varav en del är desamma som i Norge. Rädsla för produktionsförluster och samhällskostnader, resursbrist hos myndigheterna, nedprioritering i förhållande till tillståndsprövningar av nya anläggningar, m.m. Till detta kommer att först på senare har rättsläget börjat klargöras genom rättspraxis i Mark- och miljööverdomstolen. Det finns också stora likheter i den traditionella rättsuppfattningen på detta område i våra län-

⁸⁷ Se Darpö 2014, avsnitt 2.

der på så vis att det har utvecklats en särskild ”vattenrättslig diskurs” med ett eget sätt att se på miljölagstiftningen. Den traditionella synen bidrar tydligt till de spänningar som uppstår i mötet med EU-rätten, inte minst när det gäller förhållandet mellan tillståndsgiven vattenverksamhet och RDV.⁸⁸

Det är mot den här bakgrunden som Norges överträdelseärende med ESA blir intressant även för oss. Det finns nog ingen fråga där som inte direkt kan överföras till vår implementering av direktivet och dess anpassningskrav. Jag har uppfattat att klassificeringen i Sverige visserligen görs på annat sätt, men diskussionen i ESA-ärendet om målsättningen för kraftigt modifierade vattenförekomster är giltig. Även frågan om de rättsliga instrumenten är effektiva är i högsta grad relevant för miljöbalkssystemet. Det betyder att även reglerna om omprövning av tillstånd i 24 kap. MB måste diskuteras mot bakgrund av kraven i artikel 4 och 11 RDV. Detsamma gäller för vad slags förelägganden som miljömyndigheterna kan meddela mot tillståndsgivna verksamheter eller sådana som bedrivs med oklara rättsgrunder. Också vi måste alltså fråga om miljöbalkens regler och prövningsordning möjliggör att inför varje planeringscykel ställa krav på verksamheterna i syfte att uppnå miljömålen. Diskussionen om detta har nog kommit längre hos oss än i Norge, men här som där har det inte hänt mycket på backen. Det känns onödigt att påpeka det, men EU-rätten väntar emellertid inte. Då det är fråga om ändringar i komplexa system som rör många tillstånd och verksamheter är en reform av reglerna brådskande.

För oss – till skillnad från för Norge – kan det annars bli dyrt. Men notan hamnar förstås på Miljö- och Energidepartementets budget, inte hos dem som strävar emot.

Källförteckning

I källförteckningen finns det material som legat till grund för studien. I slutet finns också en lista över de intervjuer som jag har genomfört, med datum och kontaktadress angivet. I fotnoterna använder jag mig av kortreferenser till sådan litteratur som finns i källförteckningen. Referensen består av författarnamnet och utgivningsåret. Samlingsverk är listade i källförteckningen med titeln och referenstekniken anpassad därefter. Det bör slutligen observeras att det ingår viss litteratur i fotnoterna som inte

⁸⁸ Se Darpö & Ebbesson 2014.

återfinns i källförteckningen. Det är då fråga om enstaka referenser som saknar allmänt intresse för studien.

Offentligt tryck m.m.

Fakta 2015 – Energi og Vannresurser i Norge, Olje- og energidepartement (OED) 2015 Proposition Ot.prp. nr. 50 (1991-1992) Om lov om endringer i vassdragsreguleringsloven mv.

Retningslinjer for revision av konsesjonsvilkår for vassdragsreguleringer.

Det kongelige olje- og energidepartement (OED), Oslo 25/5-12 Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innan 2022 – Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE & MD Rapport 49/2013, Norges vassdrags- og Energidirektorat, september (NVE) 2013 Vannforvaltningsplaner i vassdrag med kraftproduksjon – nasjonale føringer. OED/KLD 24.1.2014 (dnr 12/3553)

Innspill til arbeidet med vannforvaltningsplaner og tiltaksprogram. NVE 19.3.2014 (dnr 200709992-78)

Regional plan for vannforvaltning i vannregionen Vest-Viken 2016-2021. Vannregion Vest-Viken 2.november 2015

Litteratur

Backer, IL: *Naturvern og naturinngrep: Forvaltningsrettslige styringsmidler*. Universitetsforlaget, 1986

Backer, IL: *Innføring i naturresurs- og miljørett*. Gyldendal, 5:e uppl. 2012

Buan, IF & Eikeland, PO, Inderberg, TH: *Rammebetingelser for utbygging av fornybar energy i Norge, Sverige og Skottland. Sammenligning av faktorer som motiverer og modererer investeringer*. FNI Rapport 6/2010/Fridtjof Nansens Institutt, Februar 2010

Bugge, H.C: *Grunnloven § 97: En oversikt over teori og nyere rettspraksis*. Jussens Venner 1999, Universitetsforlaget

Bugge, H.C: *Erstatning for rådgighetsinnskrenkninger: Står vi ved et "paradigmeskifte"?* Lov og Rett 2009, Universitetsforlaget

Bugge, HC: *Lærebok i miljøforvaltningsrett*. Universitetsforlaget, 4:e uppl. 2015

- Darpö, J: *Rätt tillstånd för miljön – Om miljörättsliga tillstånd och deras rättsliga effekter*. Rapport inom forskningsprogrammet Enforcing European Environmental Law (Enforce), 2010-07-12. Publicerad på www.jandarpö.se /Artiklar & Rapporter
- Darpö, J: *Tradition och förnyelse på vattenrättens område. Om mötet mellan gamla tillståndsregimer och moderna miljökrav*. Nordisk Miljörättslig Tidskrift 2014:2, s. 101. Rapport inom forskningsprogrammet SPEQS.
- Darpö, J: *Bra med moderna krav på vattenkraften*. Debattartikel (med Jonas Ebbesson) i SvD Brännpunkt 6/10-14 (<http://www.svd.se/3983103>)
- Darpö, J & Nilsson, A: *On the Comparison of Environmental Law*. (with Annika Nilsson). From Miljøretlige emner. Festskrift till Ellen Margrethe Basse. JØF, 2008, s. 261
- Eckhoff, T & Smith, E: *Forvaltningsrett*. Universitetsforlaget, 10:e uppl. 2014
- Gyldendals Rettsdata: *Kommentar till VREGL* (Inge Lorange Backer), senast reviderad 2011-12-26
- Gyldendals Rettsdata: *Kommentar till VRL* (Inge Lorange Backer), senast reviderad 2012-06-18
- Josefsson, H: *Good Ecological Status. Advancing the Ecology of Law*. Akademisk avhandling, Uppsala universitet 2015.
- Løyland, B: *Forvaltning av vannressurserne. Vannressursloven*. Ur Vassdrags- og Energirett 2002, s. 64–137
- Stemsrud, O: *EØS-rett i et nøtteskall*. Gyldendal Juridisk, 2015
- Stiansen, O & Haagensen, K: *Vattenkraftutbygging*. Ur Vassdrags- og Energirett 2002, s. 260–432
- Tegner Anker, H & Fauchald, OK & Nilsson, A & Suvantola, L: *The Role of Courts in Environmental Law – a Nordic Comparative Study*. Nordisk Miljörättslig tidskrift 2009, s. 9
- Vassdrags- og Energirett. Falkanger, T & Haagensen (red). Universitetsforlaget 2002
- Wang Andersen, I: *Litt om reguleringen av vannkraft i Norge*. Stencil, Institutt for offentlig rett, Universitetet i Oslo (UiO), 2011
- Wang Andersen, I: *EUs rammedirektiv for vann – miljøkvalitetsnormer for vannmiljøet i møte med norsk rett*. Kart og plan 2013, s. 355–366
- Wehre, J: *Nya tag mot gamla hinder. Omprövning av tillstånd enligt svensk och norsk rätt*. Uppsats (30 hp), Uppsala universitet vt 2014

Domar och beslut

Europadomstolen

Fredin v Sweden (ECHR 1991-02-18; Case No 12033/86)

Hamer v Belgium (ECHR 2008-02-27; Case No 21861/03)

EFTA-domstolen

Dom 2007-06-26 i mål nr E-2/06 EFTA Surveillance Authority (ESA)
mot Norge

EFTA Surveillance Authority (ESA)

<http://www.eftasurv.int/press--publications/public-documents/>

Case No: 69544; Complaint against Norway concerning compliance
with the Water Framework Directive 2000/60 as regards regulated
water courses.

Många av dokumenten finns tillgängliga på ESAs hemsida, resten finns
på norska vattenportalen; <http://www.vannportalen.no/english/>

EU-domstolen

C-361/88, *TA Luft I* och C-59/89 *TA Luft II* (1991) C-6/04 *KOM./. UK* (2005)

C-32/05 *KOM./. LU* (2006) C-192/11 *KOM./. PL* (2012)

C-301/12 *Cascina di Prini* (2014)

Høyesterett i Norge

Observera att det inte finns någon databas för norska domar som är öppen för allmänheten. Avgöranden från domstolarna publiceras i pappersform i Norsk Retstidende (Rt) och på nätet enbart i abonnemangs-versionerna av Lovdata (<https://lovdata.no/>) och den privata Gyldendal Rettsdata (<https://www.rechtsdata.no/>). Många avgöranden från år 2000 och framåt finns ändå att tillgå antingen på Høyesterets hemsida (<http://www.domstol.no/hoyesterett>) eller rent allmänt på nätet.

Rt. 2000 s. 1811 *Finanger I*

Rt. 2005 s. 1365 *Finanger II*

Rt. 2008 s. 1747 *Hopen naturreservat*

Regeringsbeslut i revisjonssaker

Samtlige beslut är tillgängliga på NVE:s hemsida; www.nve.no

OED Kongelig resolusjon 2008-12-10; Saksnr 01/2375 – Revisjon av konsesjonsvilkår i Vinstravassdraget

OED Kongelig resolusjon 2011-10-28; Saksnr 08/0292 – Ny reguleringskonsesjon for Tesse i Lom og Vågå kommuner, Oppland fylke

OED Kongelig resolusjon 2013-12-06; Saksnr 11/715 – Tillatelse til riving av dammer i Nåvatn – Skjerkevatn og bygging av nye dammer – Økt reguleringi Skjerkevatn og revisjon av konsesjonsvilkår for regulering av Nåvatn, Skjerkevatn og Ørevatn med manøvreringsreglement

OED Kongelig resolusjon 2014-03-07; Saksnr 09/2364 – Revisjon av konsesjonsvilkår for regulering av Selbusjøen m.m.

OED Kongelig resolusjon 2015-04-17; Saksnr 08/2846 – Revisjon av konsesjonsvilkår for regulering av Årdalsvassdraget til Stølsåna i Hjelmeland og Forsand kommuner

Intervjuer

2015-11-25: *Per Ove Eikeland & Peter Johan Schei*, Fridtjof Nansens Institutt (FNI), Lysaker. Kontakt: per-ove.eikeland@fni.no

2015-11-26: *Ole Kristian Fauchald*, Institutt for offentlig rett, Universitetet i Oslo. Kontakt: o.k.fauchald@jus.uio.no

2015-11-27: *Carsten Stig Jensen*, Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE). Kontakt: csj@nve.no

2016-01-12: *Pernille Lund Hoel & Jo Halvard Halleraker*, Miljødirektoratet. Kontakt: pernille.lund.hoel@miljodir.no; jo.halvard.halleraker@miljodir.no

2016-01-12: *Karianne Aamgaard Lundgaard*, LVK. Kontakt: kal@lundogco.no 2016-01-13: *Åsa Renman*, SABIMA. Kontakt: aasa.renman@sabima.no

2016-01-13: *Knut Kroepelien*, Energi Norge. Kontakt: kk@energinorge.no

2016-01-13: *Honorata Gajda & Per Flatberg*, Naturvernforbundet (Friends of the Earth Norway). Kontakt: hkg@naturvernforbundet.no; p.flatberg@gmail.com

2016-01-14: *Inge Lorange Backer*, Institutt for offentlig rett, Universitetet i Oslo. Kontakt: i.l.backer@jus.uio.no

2016-01-20: *Henrik Josefsson*, Juridicum, Uppsala universitet. Kontakt: Tel. 018/4712008, henrik.josefsson@jur.uu.se

2016-01-20: 20/1-16 *Daniel Lewandowski*, Vattenregleringsföretagen, Östersund Kontakt: Tel. 063/150800, daniel.lewandowski@vattenreglering.se

Gabriel Michanek*

EU:s adaptiva vattenplanering och svenska miljörättsliga traditioner**

1 Inledning¹

När EU antog ramvattendirektivet år 2000,² var syftet inte bara att samordna den tidigare splittrade vattenlagstiftningen inom EU utan också att uppnå en hållbar förvaltning av vattenresurserna: ”Vatten är ingen vara vilken som helst utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant.”³ Det centrala verktyget blev adaptiv planering av avrinningssystem.⁴ En logisk följd av den vidgade målsättningen var att ytvattenkvalitet skulle bestämmas utifrån såväl kemisk som ekologisk status.⁵ Därför inriktas vattenförvaltningen nu mot såväl förorenande

* Professor i miljö rätt, Juridiska institutionen, Uppsala universitet.

** *Lov, liv och laere: Festskrift til Inge Lorange Backer* (eds. Bugge H. C., Indreberg H., Syse A., Tverberg, A. Universitetsforlaget, Oslo (2016), s. 352–365.

¹ Ett varmt tack till de kollegor i miljö rätt som lämnat synpunkter. Uppsatsen tar upp en del av resultaten från forskningsprogrammet Systems Perspective on Environmental Quality Standards, som finansieras av Naturvårdsverkets miljö forskningsanslag.

² Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23. oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, (nedan: ramvattendirektivet).

³ Ramvattendirektivet, preambeln (1). Se närmare om EU:s vattenrättsliga utveckling, Jans J-H och Vedder, H-HB; *European Environmental Law After Lisbon*, fjärde uppl., Europa Law Publishing 2011, s. 391 ff.

⁴ Nedan, 2.

⁵ Direktivet är även tillämpligt på grundvattenstatus, som dock inte tas upp i denna uppsats.

verksamhet som olika slags fysiska ingrepp som kan skada den akvatiska ekologin, såsom åtgärder vid vattenkraftutvinning. Ramvattendirektivet är en del i genomförandet av EU:s mål att stoppa förlusten av biodiversitet fram till 2020. I denna uppsats behandlas inte bara kemisk utan även ekologisk ytvattenstatus. Uppsatsen knyter därmed an till en central del av Inge Lorange Backers rättsvetenskapliga forskning, om konflikter mellan mänsklig aktivitet (inte minst vattenkraftsutbyggnad) och skyddet för biologisk mångfald.⁶

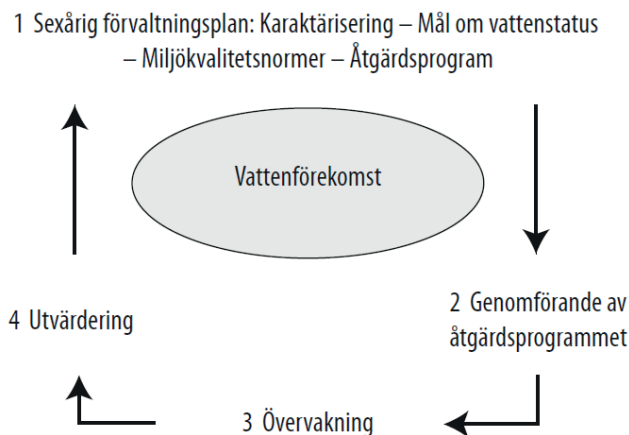
Uppsatsens syfte är att ta upp några kontroversiella frågor kring det svenska genomförandet av ramvattendirektivet, där miljöbalken (MB) har en central roll, och att visa hur en adaptiv planering svårigen kan genomföras i ett land med rättsliga traditioner att starkt skydda verksamhetsutövares ställning. Efter en kort bakgrund om ramvattendirektivet diskuteras frågor om "genomförandeunderskott",⁷ med fokus på omprövning av tillstånd, vissa särskilda frågor som rör vattenkraftverksamhet samt åtgärdsprogrammets roll i förhållande till individuell kontroll av olika verksamheter.

2 Ramvattendirektivets adaptiva planering

Bakgrunden till en adaptiv vattenplanering är att vi aldrig vet säkert hur ett vattenområde kommer att förändras på grund av olika närliggande verksamheters påverkan, långväga föroreningar, klimatförändringar m.m. Till detta kommer att naturvetenskaplig kunskap om t.ex. akvatiska ekosystem förändras över tiden. Ramvattendirektivets adaptiva planering är en rättsligt reglerad ordning för att identifiera förändringar och därefter anpassa samhälleliga åtgärder så att miljömål kan nås. Särskilda vattenmyndigheter har huvudrollen i planeringen och ansvarar för att förvaltningsplaner upprättas vart sjätte år.

⁶ Se särskilt Backer, I.L. *Naturvern og naturinngrep, Forvaltningsrettslige styringsmidler*, Universitetsforlaget, Oslo 1986 (doktorsavhandling). Här analyseras bl.a. kontroll av norsk vattenkraftsutbyggnad utifrån förvaltningsrättsligt perspektiv. Backer ledde även den utredning som lade grunden till 2009 års norska naturmangfoldlov, se NOU 2004: 28, Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven).

⁷ Termen "genomförandeunderskott" användes ofta av Staffan Westerlund, se t.ex. Westerlund, S.; *En hållbar rättsordning, rättsvetenskapliga paradigmer och tankevändor*, Iustus förlag, Uppsala 1997, kap. 5.



Det första steget i planeringscykeln innebär att vattenstatusen karaktäriseras. Den *kemiska* statusen anges som "god" eller "uppnår ej god" utifrån miljökvalitetsnormer antagna av EU.⁸ Fastställandet av *ekologisk* status sker mot bakgrund av olika kvalitetsfaktorer, primärt biologiska (sammansättning och förekomst m.m. av vissa akvatiska arter), men även fysikaliskt-kemiska (såsom variation i floddjup och koncentration av näringsämnen). Den lägsta av de biologiska och fysikaliskt kemiska kvalitetsfaktorerna avgör i vilken statusklass vattenförekomsten ska placeras: "hög", "god", "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig".⁹

Därefter fastställs mål för varje vattenförekomst.¹⁰ "God" kemisk och ekologisk vattenstatus ska enligt huvudregeln nås år 2015, men tidpunkten kan skjutas fram och undantaget har använts av medlemsstaterna i många fall. Det finns även flera andra undantag, såsom att vattenförekomster som är konstgjorda (t.ex. grävda kanaler) eller kraftigt modifierade (t.ex. utbyggda älvar) endast behöver nå "god ekologisk potential" (men även här god kemisk status). Miljökvalitetsnormer preciserar målen. Direktivet har sådana endast för kemisk status. Sverige har dock valt

⁸ Europarådets och Parlamentets direktiv 2008/105/EG av den 16. december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område, samt miljökvalitetsnormer enligt vissa andra EU-direktiv, ramvattendirektivet, artikel 2 (24).

⁹ Ramvattendirektivet, bilaga V, 1.4.2 i). När det gäller "hög" ekologisk status inverkar även hydromorfologiska faktorer (vattenflödets kvantitet och dynamik etc.) som stöd för de biologiska.

¹⁰ Utgångspunkten är ramvattendirektivet, artikel 4.

att anta även ekologiska miljö kvalitetsnormer, som verktyg för att nå god ekologisk status.¹¹ Det finns även andra viktiga miljömål i direktivet, såsom att vattenförekomstens status inte ska försämrast.

Åtgärdsprogram konkretiserar genomförandet av målen och miljö kvalitetsnormerna. Programmet ska bl.a. innehålla ”åtgärder för att främja en effektiv och hållbar vattenanvändning för att undvika att uppnåendet av de mål som anges i artikel 4 äventyras”.¹² För att uppnå god kemisk och ekologisk vattenstatus och en icke-försämring av gällande vattenstatus, enligt artikel 4, kan programmet ange konkreta åtgärder i form av t.ex. utsläppsreduktioner, minskat läckage från jordbruk och anordnande av faunapassager vid dammar. Åtgärdsprogram kan även ange övergripande åtgärder i form av t.ex. myndighetsplanering i visst avseende.

Nästa steg är genomförandet av åtgärderna (diskussionen i de följande avsnitten handlar främst om denna fas). Genomförandet ska övervakas av berörda myndigheter och rapporteras till vattenmyndigheterna. Efter en utvärdering av genomförandet och av aktuell vattenstatus bedöms behov av eventuella förändringar inför nästa förvaltningsplan, såsom skarpare åtgärdsprogram.¹³ Detta är den adaptiva funktionen i vattenplaneringen. Den innebär i sin tur att medlemsstaten måste ha ett nationellt rättsligt system för att möta nya miljökrav.

3 Genomförandet av direktivet i Sverige

3.1 Inledande synpunkter

Det finns en rättslig diskussion i flera medlemsstater om ramvattendirektivets innehåll, ändamålsenlighet och implementering,¹⁴ så även i Sverige.¹⁵ Kritik har riktats mot att direktivet är svåröverskådligt, att flera av

¹¹ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter, HVMFS 2013:19.

¹² Se vidare ramvattendirektivet, artikel 2.11.

¹³ Ramvattendirektivet, artikel 11.5.

¹⁴ Se t.ex. Uitenboogaart, Y., van Kempen, J.J.H. Wiering, M.A. och van Rijswijk, H.F.M.W; *Dealing with Complexity and Policy Discretion – A comparison of the Implementation Process of the European Water Framework Directive in Five Member States*, Den Haag, Sdu Uitgevers, 2009 och Ekelund-Entson, M. och Gipperth, L.; *Mot samma mål? Implementeringen av EU:s Ramdirektiv för vatten i Skandinavien*, Juridiska institutionens skriftserie, Göteborgs universitet, 2010.

¹⁵ Se t.ex. Bjällas U. och Fröberg M.; *Är målen i EU-direktiven som rör vatten genomförda på ett juridiskt korrekt sätt i svensk rätt och kan genomförandet anses funktionellt?* Rapport till Miljömålsberedningen 29. mars 2013 (nedan Bjällas och Fröberg). Se även den kri-

reglerna är svårlästa och att det finns flera specifika begrepp som, liksom vissa andra regler, är svårtolkade.¹⁶ Det råder också olika uppfattningar om hur vissa av reglerna ska tolkas. Den samlade bedömningen av kvalitetsfaktorerna för ekologisk status är komplicerad och kräver naturvetenskaplig kompetens. Säkert kan alltså direktivet, och motsvarande nationella regler, leda till svårigheter vid tillämpningen.

I Sverige försvåras genomförandet av att ytvattenförekomsterna i inlandet är många och havskusten lång. Samtidigt kräver direktivet en vattenförvaltning av geografiskt små enheter. Trots att direktivet utgår från hela *avrinningsområden*,¹⁷ ska karaktärisering, bestämmande av mål och miljökvalitetsnormer samt utformning av åtgärdsprogram relateras till *ytvattenförekomster*. En sådan definieras som "en avgränsad och betydande ytvattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka".¹⁸ Ytterligare differentiering sker med stöd av bilaga II i direktivet, med följd att en ytvattenförekomst ofta utgör en del av en sjö, del av ett vattendrag etc. Fragmentiseringen i dessa relativt små geografiska enheter kan medföra att förvaltningen blir tidskrävande och att miljöproblem som rör hela avrinningsområden, eller flera sammanhängande vattenförekomster, inte hanteras effektivt.¹⁹

Organisationen av vattenförvaltningen är omdiskuterad. Fem vattenmyndigheter ansvarar för att utforma förvaltningsplanerna och trots samarbete kan de ha olika uppfattning om hur direktivet och berörd svensk

tiska analysen av rapporten i Olsen Lundh, C.; Miljökvalitetskrav eller miljökvalitetsnormer, *Nordisk miljörättslig tidskrift* 2014: 2 (nedan Olsen-Lundh), s. 61 ff.

¹⁶ Ett exempel är definitionen av "miljökvalitetsnorm", som har fått olika betydelser i olika språkliga versioner (som bindande gränsvärde respektive riktvärde); ramvattendirektivet, artikel 2.35. Bjällås och Fröberg, s. 15, anser att det är "få direktiv som uppvisar så många tolkningsproblem som ramvattendirektivet gör".

¹⁷ Ramvattendirektivet, artikel 2.13 definierar avrinningsområde: "landområde från vilket all ytvattenavrinning strömmar genom en sekvens av åar, floder och, möjligen, sjöar till havet vid ett enda flodutlopp, eller vid en enda flodmynning eller ett enda delta".

¹⁸ Ramvattendirektivet, artikel 2.10.

¹⁹ Se närmare Josefsson H.; Assessing Aquatic Spaces of Regulation: Key Issues and Promising Solutions, *Nordisk miljörättslig tidskrift*, 2014:3, s. 23 ff. En annan kritik mot direktivet är att bestämningen av ekologisk status utgår från ett ursprungligt (i det närmaste opåverkat) tillstånd; se Josefsson H. och Baaner L.: The Water Framework Directive – A Directive for the Twenty-First Century? *Journal of Environmental Law* 23:3, s. 463 ff.

lagstiftning ska tolkas.²⁰ Behovet av enhetlig rättstillämpning talar för att de slutliga besluten om förvaltningsplanen borde ligga på central statlig nivå, efter beredning regionalt. Den centrala myndigheten borde även kunna fördela ekonomiska resurser till de myndigheter och kommuner som ska genomföra åtgärderna enligt programmet och på så sätt ta ett politiskt/ekonomiskt ansvar för programmet. Vattenmyndigheterna har ingen sådan befogenhet idag.

3.1 Adaptiv planering möter svenska tillståndsrättskraft

Ramvattendirektivet ställer krav som är främmande för svensk miljörettslig tradition. Hit hör den adaptiva vattenplaneringen (jfr figur ovan). För att målen om god kemisk och ekologisk status ska nås, kan åtgärdsprogram behöva skärpas efter hand, något som i sin tur kan medföra att nya rättsliga krav måste riktas mot verksamhetsutövare. Mot detta står verksamhetsutövarers intresse av att tryggt kunna driva verksamheten. Detta intresse är särskilt tydligt när verksamheten har tillstånd.

Tillstånd till "miljöfarlig verksamhet" (gruvor, fabriker och andra anläggningar av en viss storlek) och "vattenverksamhet" (dammar, vattenregleringar m.m.) har rättskraft, som enligt huvudregeln hindrar myndigheter och enskilda från att ställa ytterligare miljökrav.²¹ Tillstånden meddelas normalt utan tidsbegränsning. Särskilda regler om omprövning av tillstånd och villkor bryter dock rättskraften. Tillstånd kan återkallas helt under särskilda förutsättningar,²² men i första hand ska tillståndsvillkoren kunna uppdateras och skärpas efter vad som bedöms skäligt. Det ska kunna ske tio år efter att tillståndet meddelades, eller tidigare under vissa förutsättningar, såsom om en miljökvalitetsnorm enligt ramvattendirektivet inte följs eller om förhållandena i omgivningen ändrats väsentligt.²³ Reglerna ger således vissa formella grundförutsättningar för att genomföra en adaptiv vattenförvaltning.

Verkligheten ser dock annorlunda ut. Naturvårdsverket, länsstyrelsen och i vissa fall kommunerna ansvarar för att omprövning av tillstånd till

²⁰ Inför den första förvaltningsplanen 2009 fanns under en period olika syn bland vattenmyndigheterna på det rättsliga stödet för att införa ekologiska miljökvalitetsnormer.

²¹ 24 kap. 1 § MB.

²² 24 kap. 3 § MB. Regeln tillämpas ytterligt sällan i praktiken.

²³ Se vidare 24 kap. 5 § MB, där även andra situationer anges som förutsättning för omprövning.

miljöfarlig verksamhet sätts igång.²⁴ Naturvårdsverket har ett särskilt ansvar för stora anläggningar, men driver mycket få ärenden. Det framgår av en statlig utredning 2008 att en omprövning av Landvetters flygplats slutfördes 2006 och att inga nya omprövningar påbörjades 2006 och 2007.²⁵ Omprövningen av Landvetter var enligt utredningen den enda som Naturvårdsverket initierat sedan 1996.²⁶ Kontakter med Naturvårdsverket 2015 tyder på att inga omprövningar initierats efter 2007.²⁷

Omprövningstakten är låg även hos länsstyrelserna. Enligt punkt 28 i åtgärdsprogrammen för vart och ett av de fem vattendistrikten, ska länsstyrelserna vid behov verka för omprövning av befintliga tillståndspliktiga verksamheter som kan inverka på vattenmiljön, ”särskilt i områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status”.²⁸ Det finns gott om sådana vattenförekomster i Sverige. På hemsidan ”Miljösamverkan Sverige” (där bl.a. länsstyrelserna ingår) framgår med anledning av punkt 28: ”Att tillsynsmyndigheten initierar en omprövning av en tillståndspliktig verksamhet är relativt sällsynt.”²⁹ Såväl Naturvårdsverket som länsstyrelserna anger resursbrist som orsak till den låga omprövningstakten.³⁰ Länsstyrelserna framhåller att i ”tider då tillsynsmyndigheten har svårt att hinna hantera inkommande ärenden blir frågan att driva omprövning i praktiken lågt prioriterad”.³¹ Även om uppgifter saknas kan man utgå från att kommunerna ytterligt sällan kan ha kapacitet att driva omprövningsärenden.

²⁴ 24 kap. 7 § MB. Enskilda sakägare och miljöorganisationer kan begära att myndigheterna initierar omprövning. Om myndigheten beslutar att inte göra så får beslutet överklagas; Mark- och miljööverdomstolen 2011: 46.

²⁵ SOU 2008:62, s. 258.

²⁶ A.a., s. 260.

²⁷ E-post från miljöjurist Björn Thews, Naturvårdsverket.

²⁸ Se t.ex. Åtgärdsprogram 2009–2015 för Bottenhavets vattendistrikt, p. 28. <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenhavet/beslutsdokument/beslut-2009/atgardsprogram-2009-2015.pdf>.

²⁹ <http://www.miljosamverkansverige.se/Sv/tillsynmknvatten/tillsyn/Pages/omprovning.aspx>. Jfr SOU 2008:60, s. 271.

³⁰ SOU 2008:62, s. 260. Naturvårdsverket beräknade att omprövningen av Landvetters flygplats tog i anspråk 50 personveckor.

³¹ <http://www.miljosamverkansverige.se/Sv/tillsynmknvatten/tillsyn/Pages/omprovning.aspx>.

Genomförandet av IPPC-direktivet³² belyser de praktiska svårigheterna att uppdatera miljöteknik i gamla anläggningar. När MB trädde i kraft 1999 fick ”miljöfarliga verksamheter” med tillstånd enligt den tidigare gällande miljöskyddslagen (och i några fall utan tillstånd) lagligen fortsätta driften utan nytt tillstånd enligt MB. Miljöskyddslagen uppfyllde dock inte, såsom 2 kap. MB, fullt ut kraven i IPPC-direktivet (t.ex. att hushålla med energi och naturresurser). Dessa krav skulle uppfyllas senast 30. oktober 2007.³³ En svensk så kallad ”IPPC-förordning” antogs 2004,³⁴ med en särskild ordning för smidig uppdatering av villkoren (inte genom omprövning i första hand utan genom kommunikation med tillsynsmyndigheten). Trots denna genomfördes inte uppdateringen i tid (33 anläggningar hade inte bedömts 2007). Sverige fälldes i EU-domstolen i mars 2012.³⁵ Efter en ny dom i december 2014 måste Sverige betala vite för underlåtenheten att genomföra IPPC-direktivets krav.³⁶

Omprövning av tillstånd till vattenverksamhet följer i stort samma regler som gäller vid omprövning av miljöfarlig verksamhet. De grundläggande förutsättningarna för omprövning i MB är desamma.³⁷ Genomförandet i praktiken är också här trögt. Kammarkollegiet driver i genomsnitt 4,5 omprövningsärenden per år.³⁸ Med den takten skulle det, enligt en statlig utredning 2014, ta drygt 800 år att ompröva de 3 654 vattenkraftverk och regleringsdammar som grundas på tillstånd enligt äldre vattenlagstiftning.³⁹ Från rättslig synpunkt är det svårare för en myndighet att

³² Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/1/EG av den 15. januari 2008 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar (IPPC-direktivet), som ersatte ett ursprungligt IPPC-direktiv från 1996 (96/01/EG). 2008 års IPPC-direktiv har ersatts av Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24. november 2010 om industriutsläpp (Industriutsläppsdirektivet), som började tillämpas 7. jan. 2013. De dokument med slutsatser om bästa tillgängliga teknik (BREF) som tagits fram enligt IPPC-direktivet tillämpas dock som referens vid tillståndsprövning till dess att nya dokument med tekniskslutsatser tagits fram enligt industriutsläppsdirektivet.

³³ Skyldigheten gäller även sedan Industriutsläppsdirektivet börjat tillämpas; artikel 81.1 Industriutsläppsdirektivet.

³⁴ Förordningen (2004:989) om översyn av vissa miljöfarliga verksamheter.

³⁵ Mål C-607/10 *Kommissionen mot Sverige*.

³⁶ C-243/13 *Kommissionen mot Sverige*. Två miljoner euro som engångssumma och därtill fyra tusen euro per dag som Sverige inte vidtar nödvändiga åtgärder.

³⁷ Jfr ovan vid not 23.

³⁸ Kammarkollegiet är en central statlig myndighet med olika uppgifter. En är att bevaka allmänna intressen inom vattenrätten. Myndigheten har huvudansvaret för att initiera omprövningar.

³⁹ SOU 2014:35, s. 270 f.

driva ärenden om omprövning av vattenverksamhet jämfört med omprövning av miljöfarlig verksamhet. Dels ska myndigheten som sökande i målet stå för en ”grundlig miljöutredning” som bl.a. visar behovet av ändrade eller nya villkor och som innehåller en ”teknisk beskrivning” av de krävda åtgärderna och en uppskattning av kostnaderna.⁴⁰ Dels har verksamhetsutövaren ibland rätt att få ersättning vid skärpta krav, vilket kan leda till att myndigheten avstår från att begära omprövning.⁴¹ Kostnadsersättningen kan vara betydande.⁴²

3.2 Särskilda frågor om miljökrav mot vattenkraftsverksamhet

Vissa frågor vid genomförandet av ramvattendirektivet är specifika för vattenkraften. Så kallade elcertifikat stimulerar till utbyggnad av småskalig vattenkraft. Certifikaten ökar lönsamheten.⁴³ Elcertifikaten påverkar även miljöprövningen. Tillstånd får meddelas bara om vattenverksamhetens ”fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna samt skadorna och olägenheterna av den”.⁴⁴ Högsta domstolen har vid tillämpningen av denna samhällsekonomiska tillåtlighetsregel uttalat att intäkter av elcertifikat ska tillgodoräknas kraftproduktionen som en fördel vid avvägningen.⁴⁵ Vi ser alltså en konflikt mellan två rättsligt förankrade miljömål; å ena sidan att genom ramvattendirektivet uppnå god vattenstatus och icke-försämrade vattenkvalitet, å andra sidan att med stöd av elcertifikaten öka utvinning av förnyelsebar energi.

⁴⁰ Mark- och miljööverdomstolen dom 2014-02-12 i mål M 1423-13. Se även 22 kap. 1 § MB. Vid omprövning av miljöfarlig verksamhet ligger utredningsskyldigheten på verksamhetsutövaren i omprövningsärenden; 22 kap. 2 a §. I SOU 2014:35, s. 291 f. föreslås att utredningsskyldigheten i omprövningsmål ska ligga på verksamhetsutövaren.

⁴¹ 31 kap. 20 § MB, SOU 2014:35, s. 273 f.

⁴² Se t.ex. Mark- och miljööverdomstolen 2011: 16 (omprövning av småskaligt vattenkraftverk), ersättning med två miljoner kronor. I SOU 2014:35, s. 302 ff., föreslås att ersättningsrätten vid omprövning av villkor avvecklas.

⁴³ Lagen (2011:1200) om elcertifikat innebär att varje producent (som använder en enligt lagen godkänd anläggning) får ett certifikat per producerad och uppmätt MWH från förnyelsebar energi eller torv. Alla eldistributörer och vissa elanvändare måste köpa certifikat i proportion till deras elförsäljning eller elanvändning. Genom att sälja certifikat får elproducenterna en inkomst utöver den från elförsäljningen. På så sätt skapas incitament att producera el från förnyelsebar energi eller torv.

⁴⁴ 11 kap. 6 § MB.

⁴⁵ NJA 2008 s. 3.

I samband med prövning av vattenkraftsverksamhet, ofta småskalig sådan som blivit lönsam genom elcertifikaten, återopas ibland rättigheter från flera hundra år tillbaka, i form av urminnes hävd och privilegiebrev, som ger innehavaren rätt att använda ett vattendrag för något slags kraftutvinning. Sådana rättigheter kan ”lagligförklaras” av mark- och miljödomstol, men detta är i sig ingen miljöprövning.⁴⁶ Miljömyndigheterna vill därför ofta rikta krav mot dessa äldre verksamheter utifrån nutida hänsynskrav i MB. Då uppkommer frågan om rättigheterna kan likställas med ”tillstånd”. Även tillstånd som meddelats före MB omfattas nämligen av rättskraft enligt 24 kap. 1 § MB, med stöd av övergångsregler till MB.⁴⁷ Mark- och miljööverdomstolen har uttalat att äldre rättigheter av detta slag, även om de lagligförklaras, inte kan jämföras med tillstånd. Därmed skulle länsstyrelsen kunna förelägga verksamhetsutövaren att ansöka om tillstånd, vilket också skett flera gånger i praktiken,⁴⁸ ett relativt smidigt sätt att få verksamheten prövad mot MBs hänsynsregler.

Domstolens bedömning har debatterats i doktrinen.⁴⁹ Vidare anser en statlig utredning, i motsats till domstolen, att äldre rättigheter mot bakgrund av övergångsreglerna till miljöbalken ska likställas med tillstånd enligt gällande rätt och därmed omfattas av rättskraft.⁵⁰ Miljökraven måste då framställas i en omprövning, som är ett betydligt mer omständligt förfarande än att förelägga om tillstånd. Omprövning sker som sagt sällan i praktiken. Utredningen föreslår därför att ”nyprövning” ska få ske av tillstånd, liksom av äldre rättigheter, som härrör från tiden före MB.⁵¹ Förslaget, som omfattar bl.a. vattenreglering och vattenöverled-

⁴⁶ I SOU 2014:35, s. 520 ff. föreslås att rätten till laglighetsförklaring enligt 17 § lagen (1988:811) om införande av miljöbalken ska tas bort.

⁴⁷ 5 § lagen om införande av miljöbalken.

⁴⁸ Mark- och miljööverdomstolen 2012:26–28.

⁴⁹ Lindqvist och Strömberg anser att rättigheterna ska likställas med tillstånd, se Lindqvist, I; Privilegiebrev och urminnes hävd – Vilken ställning har de enligt miljöbalken? *Nordisk miljörättslig tidskrift* 2013:1, s. 39 ff. och Strömberg R.; Urminnes hävd och vattenrätten – några synpunkter, *Nordisk miljörättslig tidskrift* 2014: 2, s. 95 ff. Motsatt uppfattning, Olsen-Lundh, C.; Tvenne gånger tvenne ruttna gårdesgårdar – Om urminnes hävd och vattenkraft, *Nordisk miljörättslig tidskrift* 2013:2, s. 85 ff. Hon ser de äldre rättigheterna som rent civilrättsliga konstruktioner.

⁵⁰ SOU 2013:69, kap. 6.8. Utredningen föreslår ändå ett förtydligande i 5 § lagen om införande av miljöbalken.

⁵¹ SOU 2013:69, kap. 7. Se även Darpö J.; Tradition och förnyelse på vattenrättsens område – Om mötet mellan gamla tillståndsregimer och moderna miljökrav, *Nordisk*

ning, innebär i korthet att Havs- och vattenmyndigheten först utarbetar en prioriteringsordning för de verksamheter och anläggningar som ska prövas. Med ledning av denna ska länsstyrelserna meddela förelägganden om att tillstånd måste sökas inom en viss tid. Om så inte sker, ska länsstyrelsen överlämna ärendet till domstol för förordnande om att det gamla tillståndet, rättigheten eller lagligförklaringen upphör. Verksamhetsutövare har rätt till ersättning under en övergångstid på tio år. Förslaget är viktigt inte minst för genomförandet av ramdirektivets mål.

3.3 Åtgärdsprogrammets nyckelroll

Vid utarbetandet av åtgärdsprogram ska en samlad bedömning göras av hur mycket som olika verksamhetstyper – industriella anläggningar, reningsverk, vattenverksamhet av olika slag, jordbruk, skogsbruk, fiske, trafik m.m. – ska bidra med för att minska belastningen av en vattenförekomst, så att miljökvalitetsnormer och miljömål nås. En sådan samlad analys och bördefördelning kan inte ske vid en tillståndsprövning eller ett tillsynsbeslut, där fokus huvudsakligen är på en enda verksamhet och dess miljöpåverkan.

Arbetet med åtgärdsprogrammen har hittills inte fungerat ändamålsenligt. Åtgärder i 2009 års åtgärdsprogram utformades likformigt av de fem vattenmyndigheterna, trots att lokala förutsättningar varierar. Programmen innehåller få konkreta åtgärder för att minska miljöpåverkan, utan anger främst att myndigheter ska inhämta kunskaper och utveckla planering. Mot bakgrund av erfarenheterna från första förvaltningscykeln bör åtgärdsprogrammen inför förvaltningscykeln 2016–2021 kunna formuleras mer varierat och precist samt avse fler konkreta åtgärder för att förbättra vattenstatusen. Ytterligare en svårighet är dock att åtgärder i programmet aldrig riktas direkt till enskilda verksamhetsutövare utan till myndigheter och kommuner, som i sin tur ska besluta om krav mot de enskilda.⁵² Detta ytterligare steg i genomförandet är dock beroende av myndighetens resurser och vilja att agera. Vattenmyndigheterna har inga rättsliga maktmedel att ta till när adresserade myndigheter inte genomför åtgärder enligt programmet.

miljörättslig tidskrift 2014:2. Darpö tar upp behovet av nytänkande inom vattenrätten, i linje med utredningens förslag.

⁵² 5 kap. 8 § MB.

Trots åtgärdsprogrammets brister tycks lagstiftaren ha stor tilltro till dem.⁵³ Det gäller särskilt i förhållande till miljökvalitetsnormer som utgör så kallade "gränsvärden", bl.a. miljökvalitetsnormer för god kemisk vattenstatus. Gränsvärden får som utgångspunkt inte överskridas.⁵⁴ Dock får tillstånd ges till en verksamhet med utsläpp även om normen riskerar att överskridas, ifall verksamheten "är förenlig med ett åtgärdsprogram som har fastställts för att följa normen".⁵⁵ Tillstånd skulle alltså kunna ges till en ny sådan verksamhet (A), om programmet innehåller åtgärder för att minska förorening från andra källor (B, C, D etc.). Regeln är logisk om man ser till vilken roll som åtgärdsprogram principiellt borde fylla, nämligen att fördela krav mellan de verksamheter som bidrar till att miljökvalitetsnormen inte nås (se vidare nedan, 3.5), men den rättsliga konstruktionen är olämplig. Det är rättsligt oklart vad som menas med "förenlig med ett åtgärdsprogram"; hur precist ska åtgärderna ha utformats och avses endast konkreta åtgärder som direkt leder till minskad förorening?

Än mer problematiskt är att genomförandet av åtgärdsprogrammet, oavsett hur väl utformat detta är, aldrig kan anses rättsligt säkerställt med nuvarande lagstiftning. Åtgärderna riktas enbart till myndigheter, som i sin tur ska besluta om miljökrav mot övriga verksamhetsutövare (B, C, D etc.), genom att initiera omprövningsprocesser, meddela förelägganden, anta fysiska planer m.m. Vid prövningen av A kan man aldrig veta vilket innehåll sådana framtida beslut kan få och inte heller om besluten ens kommer till stånd. Trots det får tillståndet till A rättskraft. Tillståndsvillkoren för A skulle kunna omprövas i efterhand (i praktiken sker dock omprövningar som sagt mycket sällan), men normalt utan att leda till någon betydande skärpning eftersom MB krävde särskilt långtgående försiktighetsmått redan vid första prövningen, på grund av att gränsvärdet kunde överskridas.⁵⁶ Om programmet inte genomförs blir resultatet ökad belastning av vattenområdet. Gränsvärdets funktion som rättsligt bindande minimigräns för miljökvalitet har satts ur spel.

⁵³ Prop. 2009/10:184, s. 52.

⁵⁴ 5 kap. 2 § 1 MB.

⁵⁵ 2 kap. 7 § 3 st., som även innehåller andra undantag.

⁵⁶ Detta följer av 2 kap. 7 § 2 st. MB. Regeln gäller även vid omprövning, men sannolikt är utrymmet för ytterligare skärpning litet eller obefintligt. Se även 24 kap. 5 § 5 st., villkoren efter omprövning får inte medföra att "verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försämrars".

3.4 Kostnadseffektivt genomförande och åtgärdsprogram

Med kostnadseffektivt miljöskydd menas här att åtgärder vidtas där de ger störst miljönytta från allmän synpunkt per investerad krona. Frågan kan illustreras med följande exempel. Anta att kvävehalten i vattnet i en stor havsvik måste minska för att god ekologisk status ska kunna nås 2021. Kvävet tillförs vattnet från många olika verksamheter. En kategori är de verksamheter som drivs utan krav på tillstånd (jordbruk, mindre fiskodlingar m.m.). Kommunala miljönämnder har rätt att ingripa mot dessa med förelägganden och förbud för att de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB ska följas. Förvaltningsrättsliga krav på förfarandet och rättssäkerhetshänsyn,⁵⁷ i kombination med begränsade resurser, innebär dock att tillsynsmyndigheterna inte ingriper så ofta som skulle behövas från miljösynpunkt.⁵⁸ En andra kategori är anläggningar som drivs med tillstånd (reningsverk, industrier, stora fiskodlingar m.m.). Tillståndsvillkoren kan omprövas, men det sker som sagt sällan i praktiken. En tredje kategori utgörs av dels helt nya anläggningar (t.ex. ett nytt reningsverk), dels större befintliga anläggningar som ska förändras. I båda dessa fall krävs att verksamhetsutövaren ansöker om och får tillstånd enligt MB.

När kontrollen av de två första kategorierna inte fungerar effektivt i praktiken och kvävebelastningen i viken därför består eller ökar, kan man utgå från att miljökraven måste bli desto strängare och kostsammare mot den tredje kategorin, som genom tillståndsplikten inte kan undgå en prövning enligt hänsynsreglerna i MB.⁵⁹ De samlade åtgärderna för att nå god ekologisk vattenstatus i havsviken är dock inte kostnadseffektiva om kostnaden för att reducera en viss mängd kväve vid kategori tre (särskilt de sista reningsstegen) är högre än att reducera samma mängd kväve vid kategori ett eller två, där inga åtgärder kanske vidtagits under lång tid. Exemplet visar på behovet av väl formulerade och samtidigt rättsligt genomförbara åtgärdsprogram (t.ex. genom generella föreskrifter, se

⁵⁷ Se närmare Nilsson, Annika; *Enforcing Environmental Responsibilities: A Comparative Study of Environmental Administrative Law*, Uppsala universitet, 2011.

⁵⁸ Jfr *OECD Environmental Performance Reviews. Sweden*, 2014, Assessment and Recommendations, p. 6. Här framhålls bl.a. ojämnheten vad gäller resurser och kompetens vid kontroll av miljölagstiftningen, särskilt bland kommunerna.

⁵⁹ Det är inte heller säkert att tillstånd kan meddelas. Exempelvis kan ansökan avslås därför att det antas kunna placeras på annan plats med mindre intrång och olägenhet, se 2 kap. 6 § MB.

nedan), där fördelningen av åtgärder på så sätt fördelas effektivt mellan olika verksamhetsslag. Den regleringen finns inte idag.

4 Avslutande reflektioner

Åtgärdsprogrammen har en nyckelroll i genomförandet. Programmen bör mer än idag inriktas på konkreta åtgärder som direkt minskar belastningen av vattenförekomsterna. Dessutom måste åtgärderna ha förutsättningar att genomföras. Om tillsyn mot enskilda verksamhetsutövare inte är effektiv och omprövning av tillstånd sker fortsatt sällan, bör övervägas alternativet att meddela miljökrav i form av generella föreskrifter.⁶⁰ Nackdelen med att föreskrifterna i sig inte tar tillräcklig hänsyn till individuella förhållanden kan dämpas, å ena sidan genom möjligheten till dispens i enskilda fall, å andra sidan genom att miljömyndigheter i kompletterande förvaltningsbeslut mot enskilda får ställa miljökrav som är strängare än föreskrifterna.

Vi ser möjligen en viss förskjutning från individuell kontroll mot generella föreskrifter i den svenska miljörätten. För att genomföra industriutsläppsdirektivet,⁶¹ kräver industriutsläppsförordningen (2013:250) kontinuerlig uppdatering av bästa tillgängliga teknik i de verksamheter som omfattas av direktivet, en skärpning som kan ske utan att omprövningsreglerna behöver aktualiseras, utan direkt genom förordningen i samband med att nya så kallade BAT-slutsatser meddelas av EU. Vidare har Vattenverksamhetsutredningen föreslagit att generella föreskrifter ska kunna meddelas mot vattenverksamhet, t.ex. för att skapa faunapassager vid vattenkraftverk.⁶² Syftet kan vara att genomföra ramvattendirektivets mål. Sedan tidigare finns generella föreskrifter för gödsling inom jordbruket, liksom möjligheten att bilda så kallade ”miljöskyddsområden”, med generella föreskrifter med miljökrav mot verksamheter som påverkar t.ex. en större vattenförekomst där en miljökvalitetsnorm inte följs.⁶³ Det finns dock mycket få miljöskyddsområden i landet.

⁶⁰ Även ekonomiska styrmedel av olika slag kan fylla en viktig roll. Det finns inte utrymme att utveckla detta här.

⁶¹ Ovan not 31.

⁶² SOU 2013:69, s. 308 ff. Motsvarande möjlighet finns sedan tidigare när det gäller miljöfarlig verksamhet, 9 kap. 4 och 5 §§ MB.

⁶³ 7 kap. 19–20 §§ MB. Dispens kan meddelas vid särskilda skäl. Föreskrifterna hindrar inte kompletterande förvaltningsbeslut som syftar till att 2 kap. MB ska efterlevas i enskilda fall.

Generella föreskrifter för att genomföra åtgärdsprogram m.m. kan uppfattas som alltför ingripande med hänsyn till tillståndsrättskraft. Den trygghet som rättskraften anses medföra beror dock i praktiken i hög grad på att omprövning av tillstånd sker sällan. Generella föreskrifter har också den fördelen för verksamhetsutövare att de slipper tidskrävande rättsprocesser. Framför allt kan dock generella föreskrifter vara nödvändiga för att faktiskt kunna nå angelägna miljömål och i tid genomföra EU-rättsliga miljökrav.

Vi går en spännande framtid till mötes där en avgörande fråga är vad EU-kommissionen ska göra åt de medlemsstater som inte klarar att nå god vattenstatus i tid. Är problemet så omfattande att kommissionen kommer att se mellan fingrarna, frikostigt acceptera undantag från direktivets mål eller blir följden att direktivet ändras så att den yttre tidsgränsen förskjuts förbi 2027? Eller leder bristerna i genomförandet tvärtom till att kommissionen kommer att prioritera övervakning av och åtgärder mot medlemsstaterna i syfte att verkligen nå en hållbar vattenförvaltning inom unionen? En rättsligt intressant fråga i sammanhanget är hur EU-domstolen kommer att uppfatta ramvattendirektivets mål om att uppnå god ekologisk vattenstatus. Är målet en resultatförpliktelse (en gräns som ska nås) eller en ansträngningsförpliktelse (ett mål att efter bästa förmåga sträva efter)?⁶⁴ Även om EU-domstolen föredrar den senare tolkningen, kan medlemsstater inte slå sig till ro, eftersom domstolen kan förväntas kräva att medlemsstaten har gjort sitt bästa inom rimlighetens gräns.⁶⁵ Det är ingen godtagbar ursäkt att myndigheter saknar resurser att driva omprövningar eller att utöva effektiv tillsyn i övrigt för att genomdriva miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram.

⁶⁴ För resultatförpliktelse talar enligt min mening i första hand regelkonstruktionen: huvudregeln att god vattenstatus ska uppnås senast 2015, som kompletteras med flera specificerade undantag. Jääskinen har däremot uttalat att förarbetena, i sin ursprungliga form, är tydliga med att målen i artikel 4 inte handlar om resultat; Generaladvokatens Jääskinen yttrande i förhandsavgörandet C-461/13, *Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V. Mot Bundesrepublik Deutschland*, p. 62. Dom har inte meddelats när detta skrivs. Flera författare har diskuterat frågan, i Sverige Olsen-Lundh, s. 68 ff. och Bjällås och Fröberg, s. 24 ff. Se även t.ex. van Kempen, J.; Countering the Obscurity of Obligations in European Environmental Law, Illustrated by an Analysis of Article 4 of the European Water Framework Directive (2012), *Journal of Environmental Law and Practice*, s. 15 och 17.

⁶⁵ Se t.ex. C-418/04, *Kommissionen mot Irland*, 179–193.

Sammanfattningsvis har ramvattendirektivet inneburit stora förändringar i förvaltningen av de svenska vattnen. Mätningar i samband med kategorisering och kontroll har ökat kunskaperna om olika vattenförekomsternas kemiska och ekologiska status. Huruvida god vattenstatus verkligen nås, beror i hög grad på åtgärdsprogrammets utformning och rättsliga genomslag i tillståndsprövning och annan miljörättslig kontroll.