

Miljöhänsyn inom EU:s sektorspolitik

– integrering genom ”nya” policyinstrument?

Abstract

To integrate environmental concerns into non-environmental policy making has become an important policy objective within the European Union. This essay investigates policy instruments in use to achieve environmental policy integration in the EU's transport sector respectively fisheries sector. The point of departure is a theoretical discussion about governance and the use of different policy instruments for environmental management at the EU-level. The focal point is the argumentation that regulatory policy instruments alone cannot achieve environmental policy integration satisfactory.

By using Jordan et al's classification of so called "new" environmental policy instruments" (market-based instruments, voluntary agreements and eco-labels) as complements to regulatory measures, the essay investigates whether the first-mentioned are used within the two sectors. It also identifies sector specific differences. Rather than making a quantitative comparison it elucidates whether these "new" instruments are used, and if so, as measures to integrate environmental concerns into the two sectors. The case study comparison shows that fiscal instruments and voluntary agreements within the transport sector are the only "new" instruments in use for the actual purpose.

Key words: environmental policy integration, regulations, "new" policy instruments, transport sector, fisheries sector

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund.....	1
1.2	Syfte och frågeställning.....	2
1.3	Metod och material.....	3
1.4	Disposition	4
2	Miljöstyrning inom EU	5
2.1	Policyinstrument för miljöstyrning	5
2.2	Regelstyrning	5
2.3	”Nya” policyinstrument för miljöstyrning	6
2.3.1	Ekonomiska styrmedel	6
2.3.2	Frivilliga överenskommelser.....	7
2.3.3	Miljömärkning.....	7
2.4	Integrering av miljöhänsyn inom EU:s politikområden.....	8
2.5	”Nya” policyinstrument för integrering av miljöhänsyn.....	9
3	Integrering av miljöhänsyn inom EU:s transportsektor	11
3.1	Varför integrera miljöhänsyn inom transportsektorn?	11
3.2	Policyinstrument för integrering av miljöhänsyn inom transportsektorn.....	12
3.2.1	Regelstyrning	12
3.2.2	”Nya” policyinstrument.....	12
4	Integrering av miljöhänsyn inom EU:s fiskesektor	16
4.1	Varför integrera miljöhänsyn inom fiskesektorn?.....	16
4.2	Policyinstrument för integrering av miljöhänsyn inom fiskesektorn	16
4.2.1	Regelstyrning	17
4.2.2	”Nya” policyinstrument.....	17
5	Jämförelse	20
5.1	Ekonomiska styrmedel	20
5.2	Frivilliga överenskommelser.....	22
5.3	Miljömärkning.....	22
5.4	Fler ”nya” instrument, förbättrad integrering?.....	23

6	Sammanfattande slutsatser	25
7	Referenser	26
7.1	Tryckta källor	26
7.2	Interaktiva källor	30

1 Inledning

Miljöpolitik inom den Europeiska Unionen (EU) har historiskt sett präglats av regelstyrning och så kallade "command and control"-instrument. Samtidigt hanterades miljöfrågor tämligen separat från unionens andra politikområden, då främst av kommissionens generaldirektorat för miljö. (Lenschow 2002a:5). På senare tid har dock synen på miljöproblem inom EU, och hur de bör åtgärdas, ändrats. Att integrera miljötänkande i den övriga sektorspolitiken har blivit en bindande förpliktelse för ett flertal politikområden, och det argumenteras i allt större utsträckning för de potentiella fördelarna med att använda andra policyinstrument än tvingande lagar och regler. Vidare har konstaterats att miljöproblem kräver förbättrad koordinering mellan politikområdena, ökad dialog och deltagande för att kunna lösas. (Jordan & Schout 2005:213, 217f). Detta har en tydlig koppling till den bredare diskussion som förs kring "mjukare" styrelseformer såväl inom som utanför unionen. Fokus inom denna ligger bland annat på mindre hierarkiska strukturer och ökat medborgerligt deltagandet i de politiska processerna för beslutsfattande. Målsättningen att integrera miljöhänsyn i övrig sektorspolitik kan ses som ett försök på EU-nivå att omsätta en teoretisk strävan mot nya styrelseformer i praktisk handling. Denna uppsats undersöker vilken roll "nya" policyinstrument, såsom skatter, avgifter och frivilliga överenskommelser, kan ha.

1.1 Bakgrund

Forskningen kring policyinstrument och styrningsproblematik inom EU är omfattande (se t ex Kohler Koch & Rittberger 2006, Jordan et al. 2003, Andersen & Sprengler 2000). I debatten om hur unionen ska styras diskuteras i allt större utsträckning strävan mot "mjukare" styrelseformer. Detta samtidigt som traditionell regelstyrning sätts i relation till alternativa policyinstrument. Såväl separat som i relation till detta forskas det även, om än inte i samma omfattning, om den bindande principen att miljöhänsynstagande ska integreras i övrig sektorspolitik (se t ex Lenschow 2002a,b). Såväl principen om miljöintegrering som "mjukare" styrelseformer och alternativa policyinstrument än regelstyrning betonas, direkt eller indirekt, i såväl unionens strategi om hållbar utveckling, miljöhandlingsprogram och i unionens vitbok om styrelseformer. Dock verkar flera forskare och analytiker vara överens om att unionens strävan mot "mjukare" styrelseformer och alternativa policyinstrument till regelstyrning är större i teorin än i praktiken (se t ex Kohler-Koch & Rittberger 2006, Wincott 2001). Den bredare diskursen, forskning och teorier om integrering av miljöhänsyn,

styrelseformer och alternativa policyinstrument har väckt mitt intresse för att undersöka hur detta kan ta sig uttryck inom ett par områden i sektorspolitiken. Jag har valt fiske och transport.

1.2 Syfte och frågeställning

Det övergripande syftet med denna uppsats är att undersöka användandet av så kallade ”nya” policyinstrument för miljöstyrning” (se definitioner i nästkommande avsnitt) inom EU. Detta är ett omfattande studieområde. Min avgränsning är att undersöka vilka instrument som används för att integrera miljöhänsyn (se precis förklaring i avsnitt två) inom två av EU:s sektorer. Uppsatsen syftar även till att genomföra en jämförande fallstudie och analysera likheter och skillnader i instrumentanvändandet mellan sektorerna. Utifrån jämförelsen söks även svara på i vilken av de två sektorerna som integreringen nått längst med hjälp av de ”nya” instrumenten. De två sektorerna som granskas är transport och fiske. Som rimlig avgränsning för uppsatsens omfång, undersöks de endast på EU-nivå.

De frågeställningar som uppsatsen ämnar svara på är:

Används ”nya” policyinstrument, och i så fall vilka, för att integrera miljöhänsyn inom transportsektorn respektive fiskesektorn?

I vilken av de två sektorerna har integreringen nått längst genom de ”nya” policyinstrumenten?

Att genomföra en studie av policyinstrument är relevant av flera anledningar. ”Mixen” av dessa är av stor betydelse för i vilken utsträckning uppsatta policymål uppnås, samtidigt som denna kan få såväl ekonomiska som samhällsrelaterade sideoffekter (Peters & Pierre 2000:41). Samtidigt förväntas ”nya” policyinstrument underlätta implementeringsprocessen och ge medborgarna en större roll i denna (Knill & Lenschow 2000:251). Utifrån bland andra dessa argument är det relevant att undersöka hur användandet av dessa ser ut i olika sektorer.

Vidare bör poängteras att policyinstrument naturligtvis inte opererar i ”ett vakuum”. I den här uppsatsen kommer de därför att undersökas utifrån en bredare forskningsdiskurs som förs kring styrningsproblematik inom EU. Att undersöka två specifika sektorer är således ett sätt att se hur den teoretiska intentionen att använda ”nya” policyinstrument och integrera miljöhänsyn kan ta sig uttryck i den faktiskt förda politiken. Traditionell regelstyrning inkluderas i begränsad utsträckning för att ge en överblick av hur denna kan se ut i sektorerna. Dock hör inte till syftet att genomföra någon sektorsjämförelse om detta. Fokus ligger på de ”nya” policyinstrumenten. Det hör inte heller till uppsatsens syfte att undersöka kvantitativt i vilken omfattning instrumenten används, utan i stället göra

kopplingar till integrering av miljöhänsyn, och målsättningarna för denna, i de två sektorerna.

Att jämföra just de aktuella sektorerna motiveras med att fiske och transport är två tämligen olika sektorer. Centralstyre och stark EU-intervention präglar fiskesektorn medan medlemsstaterna har begränsat inflytande över denna (EEA 2005a:49). Inom transportsektorn är den statliga interventionen och självbestämmandet högre (ibid.). Vidare har integrering av miljöhänsyn inom de två sektorerna tämligen differentierande innebörd. För transportsektorn handlar miljöintegrering i stor utsträckning om utsläppsreducering medan den inom fiskesektorn bygger på att minska utnyttjandet av en naturresurs.

1.3 Metod och material

För att på lämpligt sätt besvara ovanstående frågeställningar genomförs en komparativ fallstudie. Valet av metod baseras på uppsatsens syfte att utföra en djupgående jämförande analys. Detta är samtidigt en förklaring till att antalet analyserade faktorer begränsats till två. Ett så pass litet antal fall begränsar möjligheterna till att göra generaliseringar, men det tydliggör problem och möjligheter inom respektive sektor. Då det inte hör till uppsatsens syfte att leda fram till allmängiltiga utsagor, är det dock inte någon begränsning i sammanhanget.

Då uppsatsen tar sin utgångspunkt i befintlig forskning studeras sekundärkällor i form av vetenskapliga artiklar och böcker som behandlar integrering av miljöhänsyn inom EU:s politikområden, styrningsproblematik och policyinstrument. Det empiriska materialet för fallstudierna utgörs även detta av sekundärkällor. Dessa är främst i form av vetenskapliga och tekniska rapporter, men även i viss mån böcker och artiklar. Källmaterialet för fallstudierna har valts för att ge en objektiv och faktabaserad, och samtidigt nyanserad bild av den aktuella sektorspolitiken och instrumenten som används för denna. En källa som använts i relativt stor utsträckning, och som bör kommenteras, är rapporter av European Environment Agency (EEA), då innehållet i dessa varit relevant för denna uppsats. EEA är en organisation med direkt koppling till EU, men då dess uppgift är att framställa ”giltig, oberoende miljörelaterad information” (EEA 2007:presentation, egen översättning) anser jag det vara en tillförlitlig källa så länge som materialet läses källkritiskt och att jag som författare är medveten om att källorna företräder och därför tydliggör partsintressen.

Det empiriska materialet till de två fallstudierna bygger inte helt på samma källor. Detta motiveras med att de två sektorerna undersökts i olika utsträckning av författare, institut och organisationer, varför det varit nödvändigt att ha olika källor i olika sammanhang. Vidare behandlas de olika sektorerna och specifika policyinstrument inom dessa i olika omfattning och på olika sätt i källorna. Detta har i viss mån begränsat möjligheterna att få en fullständigt jämlik diskussion kring de olika instrumenten. Utifrån materialet är det dock möjligt att göra en jämbördig jämförelse och dra relevanta slutsatser.

EU-dokument är ytterligare en källa för uppsatsen. Dessa har främst använts för att kunna ta del av strategier för integrering av miljöhänsyn, styrning med mera, officiellt och ”direkt från källan”. Det bör poängteras att denna typ av material ställer extra stora krav på kritisk granskning, då de inte är oberoende källor i sammanhanget.

1.4 Disposition

Uppsatsen är indelad i sex olika avsnitt. I det inledande introduceras läsaren till forskningsläget på det aktuella området, valet av ämne samt beskrivning av metod redogörs för och motiveras. I det nästkommande byggs uppsatsens teoretiska ramverk, om miljöstyrning på EU-nivå, upp. Den uppdelning i ”nya” policyinstrument som uppsatsen använder redogörs för, och instrumenten i denna, samt regelstyrning definieras. Vidare beskrivs relevant bakgrundsfakta av innebörden av integrering av miljöhänsyn, vilket följs av en teoretiskt baserad diskussion kring hur denna kan uppnås, samt vilken roll ”nya” policyinstrument har haft och kan ha i sammanhanget. I tredje och fjärde avsnitten appliceras den teoretiska diskussionen på det empiriska materialet. Således undersöks användandet av ”nya” policyinstrument inom de två sektorerna och genomgående argumentation förs för hur detta står i relation till integrering av miljöhänsyn inom dessa. Följande avsnitt jämför användandet av ”nya” policyinstrument inom de aktuella politikområdena och identifierar skillnader och likheter mellan dessa. Uppsatsen avslutas med sammanfattande slutsatser där uppsatsens frågeställningar ges konkreta svar.

2 Miljöstyrning inom EU

Avsnittet inleds med att definiera policyinstrument och regelstyrning. Detta följs av en presentation av den klassificering av ”nya” policyinstrument som används i uppsatsen, samt att dessa definieras. Vidare redogörs för innebörden av integrering av miljöhänsyn, följt av en teoretiskt baserad diskussion kring hur denna kan uppnås, samt vilken roll ”nya” policyinstrument kan spela i sammanhanget.

2.1 Policyinstrument för miljöstyrning

Policyinstrument kan definieras som ”den uppsättning av tekniker genom vilka offentliga myndigheter brukar sin makt för att försäkra efterföljning och resultat eller förebygga social förändring” (Vedung 2005:21, egen översättning). En mer precis definition benämner policyinstrument *för miljöstyrning* som ”organiserade aktiviteter som syftar till att förändra andra aktiviteter i samhället för att uppnå miljörelaterade målsättningar” (Huppés & Simonis 2000:5, egen översättning). För den här uppsatsen är det relevant att inkludera båda dessa definitioner. Den första ger en bredare klargörande begreppsförklaring, samtidigt som den senare mer specifikt ringar in den typ av policyinstrument som uppsatsen avser behandla, alltså att de används i miljörelaterat syfte.

2.2 Regelstyrning

Regelstyrning definieras i denna uppsats som ”åtgärder vidtagna av myndigheter för att påverka människor genom formulerade regler och direktiv som beordrar mottagarna att agera i enighet med det beordrade i reglerna och direktiven” (Vedung 2005:31, egen översättning). Det är således ett samlingsnamn för flera instrument. Dessa bygger ofta på tvingande, detaljerade regler och central kontroll, där sanktioner kan bli påföljden om de inte efterlevs (Knill & Lenschow 2003:2). Regelstyrning har således en hierarkisk struktur för beslutsfattande där offentliga aktörer dominerar. Att använda regelstyrning för miljörelaterad politik på EU-nivå har ofta relaterats till många av miljöproblemens ”tekniska” natur (McCormick 2001:72). Exempel på detta är bestämda fiskekvoter för att minska överfiskning eller reglerade utsläppskvoter för industrin. Argument som talar för tvingande regler och regelstyrning för miljöpolitik är att de är precisa, förutsägbara och effektiva då såväl styrande och styrda vet i detalj vad som

förväntas av dem (Carter 2001:287). De kan även vara administrativt effektiva, exempelvis då förbud införs som inte kräver fullständig vidare information om problemet (ibid.).

2.3 ”Nya” policyinstrument för miljöstyrning

Under de senaste decennierna har kritik i allt större utsträckning riktats mot regelstyrning som det mest effektiva och legitima sättet att reglera miljörelaterade problem inom EU (t ex McCormick 2001:67). Detta har bland annat grundat sig på argument om ekonomisk ineffektivitet och bristfällig implementering i medlemsländerna. Vidare sätts de ofta in som åtgärder till problem som redan inträffat (Cox & Reyntjens 2004:60). På grund av detta bland annat har så kallade ”mjukare” styrelseformer, i form av exempelvis ökat deltagande, genomskinlighet och flexibla policyinstrument i allt större utsträckning belysts och prioriterats. Flera forskare har inriktat sig på styrningsproblematiken och den ökade fokuseringen på alternativa styrmedel för miljöpolitik på EU-nivå. Forskarna Jordan, Wurzel och Zito (2003) klassificerar ett antal alternativa policyinstrumenten till regelstyre som ”nya’ instrument för miljöstyrning” (”new” environmental policy instruments). Ordet ”ny” ska dock inte tolkas i temporär bemärkelse, utan som nya i relation till traditionell regelstyrning (Jordan et al. 2003:4). Deras klassificering innefattar ekonomiska styrmedel, frivilliga överenskommelser och miljömärkning (ibid:10f). Denna uppsats använder Jordan, Wurzel och Zitos klassificering av ”nya’ policyinstrument för miljöstyrning”. Detta då det ger en konkret, och för uppsatsen relevant, uppdelning i alternativa policyinstrument som kan ställas i relation till regelstyrning. Att de gör den konkreta benämningen ”nya’ policyinstrument för miljöstyrning”, bekräftar samtidigt att samtliga är lämpliga att undersöka i relation till just integrering av miljöhänsyn. Naturligtvis finns det fler alternativa policyinstrument till regelstyrning än de som inkluderas i denna gruppering. För denna uppsats omfång är det dock rimligt att göra den begränsning som den aktuella klassificeringen innefattar. Nedan definieras instrumenten mer utförligt, samt potentiella fördelar identifieras.

2.3.1 Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel syftar till att internalisera externa miljörelaterade produktions- eller konsumtionskostnader i det faktiska slutgiltiga priset, genom exempelvis skatte- eller avgiftsbeläggning (EEA 2007: glossary:1). I stället för att sätta direkta restriktioner, kvoter eller regleringar på förorenaren baseras ekonomiska styrmedel på att denne själv väljer den mest kostnadseffektiva metoden att hantera sina utsläpp (Sprengler 2000:6). Då högre utsläpp medför ökade kostnader ger även ekonomiska styrmedel incitament till långvariga teknologiska innovationer, då det är en inbyggd förhoppning att den förorenande

parten aktivt ska arbeta för att minska utsläppen. Instrumenten kan således leva upp till principen om att "förorenaren ska betala", vilken innebär att den som orsakar föroreningar också ska stå för de proportionella kostnader som dessa orsakar (Müller 2002:58). Ekonomiska styrmedel delas vidare upp i underkategorier. För att vara konsekvent använder denna uppsats, i tillämpliga delar, samma uppdelning som Jordan, Wurzel och Zito, nämligen i skatter och avgifter, subventioner och handel med utsläppsrätter (Jordan et al. 2003:10f).

2.3.2 Frivilliga överenskommelser

Frivilliga överenskommelser är överenskommelser mellan industrin och offentliga myndigheter som syftar till att uppnå miljörelaterade mål (ibid:10). Dessa bygger på helt frivilliga incitament och syftar till att få bland annat företag att minska sin negativa miljöbelastning utan tvingande regler, övervakning eller sanktioner.

Det finns flera potentiella fördelar med frivilliga överenskommelser. Dels kan de vara en kostnadseffektiv strategi för att uppnå miljörelaterade mål. Detta då företagen själva kan bestämma hur de bäst uppnår miljöförbättringar, utan eller med låg intervention av offentliga myndigheter. De kan även bidra till ökat samarbete mellan offentliga och privata aktörer och förhoppningsvis leda till fler miljörelaterade strategier. Samtidigt kan de vara enklare att sätta upp och mer flexibla än regleringar samt mindre kostsamma än fiskala instrument. (Carter 2001:293f). Då de baseras på frivillighet och är fria från påföljder finns dock en risk att de leder till tämligen oambitiösa åtaganden, och att överenskommelser inte uppfylls till fullo. Således kan argument föras att de ofta kan vara mindre effektiva än tvingande regler. (jfr Singer & Volpi 2000:6).

2.3.3 Miljömärkning

Miljömärkning är ett frivilligt, informationsbaserat instrument som syftar till att underlätta för konsumenterna att identifiera produkter som är mindre miljöbelastande än andra. Konkret innebär detta att en producent, oftast mot betalning, får förse en eller flera av sina varor med ett varumärke med ett specifikt märke, förutsatt att denne uppfyllt de miljörelaterade kraven uppsatt för detta. (Carter 2001:220). Miljömärkning är således ett sätt att ge konsumenten standardiserad information, med förhoppningen att få denne att välja miljövänligare varor. Märkningen bygger på frivilliga incitament hos såväl producent som konsument.

Sedan 1992 har EU ett eget miljömärkningssystem, den så kallade EU-blomman. Den kan användas för ett flertal produkter, dock inte livsmedel eller farmaceutiska produkter. (Wright 2000:99) Märkningen baseras på tre grundläggande principer. Miljöpåverkan under produktens hela livscykel ska tas i beaktande, den ska informera konsumenterna om produktens miljöpåverkan samt verka för att minska konkurrensen som nationella märkningssystem kan medföra. (ibid:98).

2.4 Integrering av miljöhänsyn inom EU:s politikområden

”There is no such thing as an ‘environmental sector’. Pollution and other types of damage to the natural environment and human health take place in the real sectors of society such as agriculture, industry and transport [...]” (European Green Forum i McCormick 2001:20).

Att miljöhänsyn aktivt ska integreras i andra politikområden bygger på tanken att de miljöförbättringar som krävs för att nå hållbar utveckling inte kan uppnås med enbart en separat sektor för miljöpolitik (EU-kommissionen 2004:2). Detta fastslås i den sjätte artikeln i EG-fördraget: ”Miljöskyddskraven *skall* integreras i utformningen och genomförandet av gemenskapens politik och verksamhet [...] särskilt i syfte att främja en hållbar utveckling” (ibid., egen kursivering). I och med detta blev integrering av miljöhänsyn en laglig bindande förpliktelse. Integrering av miljöhänsyn syftar till att frångå den tidigare tämligen isolerade hanteringen av miljöproblem, där unionens generaldirektorat för miljö var ensamt ansvarig för dessa och där regelstyrning var den dominerande styrningsformen (Lenschow 2002a:5). Problemen ska i stället hanteras sektorsöverskridande. Redan i det femte miljöhandlingsprogrammet från 1993 betonades även starkt vikten av att miljöstyrningen torde ske med ökad involvering av icke-statliga aktörer och att även andra policyinstrument än regelstyrda ska användas (Herodes et al. 2007a:8, McCormick 2001:67). Detta bekräftar att den traditionella hierarkiska, segmenterade och regelstyrningsbaserade strukturen för att bekämpa miljöproblem visat sig vara otillräcklig.

För att gå från ord till handling så inleddes den så kallade Cardiffprocessen 1998. I och med denna ombads nio sektorer, vars negativa miljöpåverkan ansågs vara mest oroväckande höga, att sätta upp strategier för hur miljöaspekter aktivt skulle integreras i den i övrigt ej miljörelaterade sektorspolitiken. Miljöintegrering fick ökad uppmärksamhet i och med antagandet av strategin för hållbar utveckling, samt då Lissabonstrategin, som syftar till att göra EU till en än mer konkurrenskraftig ekonomi, utökades med miljöaspekter. Således fastställdes att miljöintegrering ska gå hand i hand med social utveckling och ekonomisk tillväxt. (EU-kommissionen 2004:3f).

Vidare bör poängteras att det inte finns någon officiell definition av vad varken *integrering* eller *miljöhänsyn* i sig ska innefatta eller i vilken utsträckning denna ska prioriteras (Grimeaud 2000:216). Detta medför tämligen fritt tolkningsutrymme. För att tydliggöra innebörden av konceptet integrering av miljöhänsyn underlättar en specifik definition. För att göra en avgränsning relaterar denna uppsats till benämningen ”en operationell princip för att implementera och institutionalisera idén om hållbar utveckling” (Lenschow 2002a:6, egen översättning). Denna definition gör en direkt koppling mellan integrering av miljöhänsyn och principen om hållbar utveckling, vilken kan benämnas dess ”moderprincip” (ibid:7). Att hänvisa till denna definition är lämpligt då den inringar miljöintegrering en del av styrningsproblematiken på EU-

nivå. Den överrensstämmer samtidigt med kommissionens syn på strategierna för miljöintegrering som ”ett av medlen för att uppnå miljömålen i strategin för hållbar utveckling” (EU-kommissionen 2004:4). I en studie om policyinstrument är det även relevant att belysa vilka mål som ska uppfyllas med hjälp av dessa (Fergusson & Skinner 1999:8). Definitionen ovan klargör således att målen ska vara relaterade till hållbar utveckling. Detta innebär att tillgodose behoven för nuvarande generationer utan att riskera att framtida generationer inte ska kunna tillgodose sina behov (Carter 2001:198). Den tydliggör dock inte vad integreringen i sig innefattar. Denna uppsats utgår från att integrering i sammanhanget innebär en koordinering av miljörelaterade och sektorsspecifika målsättningar för att finna samverkan mellan de två (Hey 2002:127).

2.5 ”Nya” policyinstrument för integrering av miljöhänsyn

Under 1990-talet ökade inflytandet av marknadsinfluenser och icke-statliga aktörer i de offentliga myndigheternas verksamhet (Peters & Pierre 2000:49). Samtidigt ökade argumenterandet för andra policyinstrument i förhållande till regelstyrning och kontrollinstrument. Inom politisk teori benämns bland annat denna tendens ofta som ett skifte från ”styre” (government) till ”styrning” (governance) (se bl. a Peters & Pierre 2000, Jordan et al. 2003, Kohler-Koch & Rittberger 2006). Inom den förstnämnda ligger fokus på centraliserade strukturer för beslutsfattande och fokuserar i första hand på statliga aktörer, medan den sistnämnda betonar såväl offentliga som privata aktörer och mer icke-hierarkiska processer för beslutsfattande (Kohler-Koch & Rittberger 2006:28). Tendensen att förespråka ”styrning” framför ”styre” har även, som konstaterat, avspeglat sig i den förda politiken på EU-nivå. Detta har flera förklarande faktorer. Dels har kommissionens ökade arbetsbörda lett till behovet av ökat samarbete med nationella administrationer. (Jordan & Schout 2005:204). Vidare har bristande legitimitet vad gäller medborgerligt förtroende för EU ökat, samtidigt som nationella offentliga myndigheter i allt större utsträckning förespråkar mjukare styrelseformer (ibid.). Detta kan vidare kopplas till den omvärdering som skett av de policyinstrument som traditionellt sett använts för unionens miljöpolitik, då även dessa visat sig vara otillräckliga (Grimeaud 2000:208). Förklarande faktorer till detta var exempelvis bristfällig nationell implementering och brist på aktiv involvering av medborgare och icke-statliga aktörer (ibid.). De potentiella miljörelaterade vinsterna med en ökad användning av ”nya” policyinstrument, exempelvis i form av förbättrad implementering och effektivitet, styrks i såväl unionens strategi för hållbar utveckling som i de senaste miljöhandlingsprogrammen.

Detta kan direkt kopplas till tanken om hur integrering av miljöhänsyn ska ta form. Lenschow tydliggör exempelvis en koppling:

” [...] environmental policy integration is more than a reminder of legal obligations in the environmental *acquis* of the EU; it is about the introduction of structures and procedures that facilitate a dialogue across policy sectors and governmental levels to reconcile conflicting interests” (Lenschow 2002b:23).

För att integrering av miljöhänsyn ska bli lyckosam krävs såväl horisontell koordinering mellan olika politikområden, som förbättrat vertikalt samarbete mellan olika beslutsfattarnivåer och icke-statliga aktörer (Lenschow 2002a:220). Det finns dock inga formella strukturer för hur icke-statliga organisationer eller nationella administrationer ska inkluderas i varken Cardiffprocessen eller EU:s strategi för hållbar utveckling (EEA 2005a:38). Däremot är tanken att hela Cardiffprocessen ska ha en horisontell struktur. Detta då den bygger på att de berörda politikområdena utformar strategier för hur miljöprioriteringar ska bli en del av den förda sektorspolitiken. (Jordan & Schout 2005:203f).

Kommissionen gav år 2001 ut en vitbok om styrelseformer i vilken öppenhet, delaktighet, tydlig ansvarsfördelning, effektivitet och konsekvens ska vara vägledande principer för hur unionen ska styras (EU-kommissionen 2001a:10). Vitboken argumenterar således för ökat deltagande, subsidiaritet och flexiblare policyinstrument (Jordan & Schout 2005:205,208). ”Nya” policyinstrument för miljöstyrning torde således spela en tämligen viktig roll i uppfyllandet av integrering av miljöhänsyn. Exempelvis poängterar EEA att en specifik fördel med integrering av miljöhänsyn är att ”[...] miljörelaterade målsättningar kan bli lättare att uppnå genom att utnyttja fördelarna med alternativa instrument, speciellt ekonomiska styrmedel” (EEA 2005a:12, egen översättning). De kan samtidigt vara ett sätt att applicera principen om att förorenaren ska betala. Denna utvecklades i relation till ekonomisk teori på 1970-talet och blev en vägledande princip inom EU i slutet på 1980-talet (Coffey & Newcombe 2000:1). Den associeras till flera ekonomiska styrmedel och det kan argumenteras att denna har en direkt koppling till miljöintegrering (von Homeyer 2006:10). Detta då principen bekräftar att miljöaspekter verkligen *integreras* i övriga ekonomiska eller sociala aktiviteter (Knill & Lenschow 2005:124).

Det är dock viktigt att betona att miljöintegrering kan uppnås både med hjälp av regelstyrning och med andra typer av instrument (EEA 2005a:53). Ett sätt att integrera miljöaspekter i övrig sektorspolitik är naturligtvis att låta tvingande regler vara medlet för detta. Det verkar dock som att EU:s ”preferensmodell” för integrering av miljöhänsyn till stor del baseras på mer ”mjukare” styrelseformer, alternativa policyinstrument, sektorsöverskridande koordinering samt involverandet av olika beslutsfattandenivåer och icke-statliga aktörer. Kvar att undersöka är hur det ser ut i den förda sektorspolitiken.

3 Integrering av miljöhänsyn inom EU:s transportsektor

I detta avsnitt studeras EU:s transportsektor. Inledningsvis tydliggörs behovet av ökad miljöhänsyn inom denna, följt av att sektorsvalet motiveras. Vidare exemplifieras hur traditionell regelstyrning används i miljörelaterat syfte inom denna. Därefter redogörs för hur ”nya” policyinstrument för miljöstyrning” används för detta, och argument förs angående hur dessa kan kopplas till sektorsspecifika mål för hur miljöaspekter ska genomsyra den förda politiken. Avsnittet avslutas med en sammanfattning.

3.1 Varför integrera miljöhänsyn inom transportsektorn?

”Europe is faced with a dilemma: how to sustain the current high levels of access and mobility while avoiding their negative impact. Solving this issue will require long term, sustained efforts among many policy fields” (EEA 2005b:8).

Ett välfungerande transportsystem är viktigt, inte minst för att främja EU:s konkurrenskraft, ekonomi och för en välfungerande inre marknad. Det täcker även ett grundläggande behov hos unionens medborgare. Samtidigt är det, som bekant, ett politikområde som bidrar till signifikanta miljöproblem. Transporter står exempelvis för över 20 procent av de totala koldioxidutsläppen inom unionen (EEA 2007:16). För att göra transportsektorn långsiktigt hållbar, och inte minst för att nå de utsläppsgränser av växthusgaser som satts upp i Kyotoprotokollet, är ökat miljöhänsynstagande inom transportsektorn viktigt. Målsättningar för att integrera miljöhänsyn är därför bland andra att ändra fördelningen mellan transportsätten, att effektivt prissätta transportinfrastrukturen, att minska utsläppen av växthusgaser samt att bryta sambandet mellan ökade transporter och ekonomisk tillväxt (EU-kommissionen 2004:13ff).

Utifrån de allvarliga miljöproblemen sektorn står inför är det relevant att inkludera transportsektorn som analysobjekt i denna uppsats. Samtidigt har de miljöproblem som sektorn står inför hög potential att kunna reduceras genom att använda en bred mix av policyinstrument (Carter 2001:303). Exempelvis skulle ekonomiska instrument troligtvis kunna vara ett sätt att överlappa steget från utsläppsreduceringskapacitet till faktiska politiska åtaganden, samt att i högre utsträckning kunna uppnå ekonomiska, sociala och miljörelaterade mål samtidigt.

3.2 Policyinstrument för integrering av miljöhänsyn inom transportsektorn

3.2.1 Regelstyrning

Regelstyrning, ofta i form av bindande EU-direktiv, har traditionellt sett varit det dominerande åtagandet för att exempelvis reducera utsläpp från fordon (EEA1999:417). Detta kan exemplifieras med emissionskrav på vägfordon och maxgränser för partikelutsläpp i fordonsbränslen. Ofta sätts minimikrav om exempelvis begränsningar upp på EU-nivå, utifrån vilka medlemsländerna kan sätta striktare regler. Detta gäller främst i den utsträckning dessa inte hotar den fria konkurrensen på den inre marknaden. Vidare finns även direktiv om nivåer på omgivningsbuller (Johansson 2001:1).

3.2.2 ”Nya” policyinstrument

”Hållbar transportpolitik” ska innebära att ekonomiska, sociala och miljömässiga transportbehov tillgodoses samtidigt (EU-kommissionen 2006:6). Inte minst EU:s vitbok om transportpolitik visar på att transport är en sektor där både regelstyrning och alternativa instrument har god potential att brukas.

Att använda skatter och avgifter inom transportsektorn är ingen nyhet inom unionen. I medlemsländerna införs skatter, i bland annat miljörelaterat syfte, i allt större utsträckning (EEA 2006:25). Detta kan inte minst internalisera de externa kostnader som transport medför, såsom klimatförändringar och luftföroreningar. Ett övergripande mål med att integrera miljöansvarstagande är just att internalisera de externa miljörelaterade kostnader som ett politikområde orsakar (t ex EEA 2005a:25). Skatter och avgifter används även, dock främst i form av uppsatta miniminivåer, på EU-nivå. Då fiskala instrument inte minst kan vara ett sätt att öka transportkostnaderna, kan de bland annat bidra till reducering av transportkvoter och vara ett sätt att prissätta infrastrukturen användarbaserat. Inte minst grundat på detta kan de klassas som instrument för integrering av miljöhänsyn.

Skattepolitik är dock fortfarande en kompetens som varje enskild medlemsstat i hög utsträckning äger. Romfördraget fastslog att skattepolitik ska fattas med konsensus i ministerrådet, vilket innebär att enskilda medlemsstater har vetorätt i skattefrågor (Fergusson & Skinner 2000:37). Bestämmelsen innefattar även miljörelaterad beskattning (ibid.). Då det fortfarande råder meningsskiljaktigheter i synen på miljörelaterad beskattning mellan flera av medlemsländerna, har detta dock visat sig vara svårt att införa gemensamma transportrelaterade skatter (Dyck-Madsen 2002:15). Exempelvis har flera medlemsstater preferenser att försvara självbestämmandet över skattepolitiken.

Ett antal gemensamma skatter har gått igenom, men dessa har resulterat i tämligen låga miniminivåer. (Fergusson & Skinner 2000:27f).

Som tidigare konstaterat är en målsättning för miljöintegrering inom transportsektorn att ändra fördelningen mellan transportsätten (EU-kommissionen 2004:13). En högre gemensam nivå på skatter och avgifter på vägfordon kan vara ett fungerande instrument för att närma sig det målet, då det skulle ge ökade ekonomiska incitament att välja alternativa transportsätt än de vägbaserade. Detta kan inte minst konstateras av att de nivåer på vilka dessa ligger idag inte har resulterat i något skifte, snarare tenderar väg-, och även flygbaserade transportsätt att öka (EEA 2007:14). Teoretiskt vore ett sätt att skapa förändring lagstiftningsvägen. Detta fungerar inte på EU-nivå. EU har varken befogenhet eller medel att genomföra trafikbegränsningar eller tvingande regler om val av transportsätt. (EU-kommissionen 2001b:15)

Att uppnå en rättvis och effektiv prissättning för transportinfrastrukturen har sedan en längre tid tillbaka varit en viktig målsättning inom unionen, bland annat för miljörelaterat hänsynstagande (Westermarck 2001:177). Eurovinjettdirektivet, som innebär en avgiftsbeläggning av tyngre fordon för infrastrukturanvändning (Fergusson & Skinner 2000:31), är ett exempel på detta. Vidare föreslår halvtidsöversikten av Cardiffprocessen en gemensam metodologi för att sätta infrastrukturbaserade avgifter på fordon (EEA 2007:10). Då användarbaserade avgifter internaliserar delar av de externa kostnaderna, samtidigt som principen om att förorenaren betalar appliceras, kan infrastrukturbaserad avgiftsbeläggning vara ett instrument för integrering av miljöhänsyn inom transportsektorn.

I diskussionen om ekonomiska instrument för integrering av miljöhänsyn inom transportsektorn är unionens satsning på handel med utsläppsrätter relevant att nämna. Diskussioner har förts inom unionen om att inkludera flygtransporter i handelssystemet (EEA 2007:14). I nuläget begränsas dock handeln till industrisektorn. Än mer relevant är det dock att sätta instrumentet i sig i relation till den bredare diskursen om integrering av miljöhänsyn. Utsläppshandel kan ses som ett exempel på så kallad ”multi-level governance”, där olika styrningsformer på olika beslutsfattandenivåer kombineras. (Buchner & Catenacci 2007:24). På EU-nivå har systemet en traditionell uppbyggnad baserad på administrativa regler och centraliserad kontroll. På nationsnivå är styrningen däremot mer decentraliserad och icke-statliga aktörer och marknadsbaserade influenser spelar väsentliga roller. (ibid.). Förutom att bekräfta potentialen för transportsektorn är det således samtidigt ett målande exempel på hur olika styrningsformer på olika nivåer kan kombineras och stå i relation till varandra.

Miljöintegrering bör involvera att åsikter och prioriteringar av olika icke-statliga aktörer tas i beaktning (EEA 2005a:47). I vitboken om transport betonas vikten av att använda vad som kan ses som en ”paketpolicy” av olika typer av instrument tillsammans med deltagande. På nationell nivå har i flera fall statliga miljörelaterade aktioner inom transportsektorn initieras på grund av påtryckningar av medborgare som påverkas negativt av denna (Lauber 2002:171). Att göra sin röst hörd för privata aktörer och icke-statliga organisationer inom transportsektorn i miljörelaterade frågor på EU-nivå kan dock vara svårare (ibid.). Detta tyder inte minst på att deltagande torde spela en viktig roll i integrering av miljöhänsyn

inom transportsektorn och inte minst att denna har incitament att kunna förbättras av ökade möjligheter till inflytelserika deltagandeaktioner.

Det finns ett konstaterat samband mellan ökad tillväxt och ökade transporter (EEA 2007:9). Detta då många av de faktorer som påverkar bruttonationalprodukten är direkt eller indirekt kopplade till transport (ibid.). Således kan en direkt motsättning mellan miljörelaterade och ekonomiska målsättningar konstateras, som torde försvåra integrering av miljöhänsyn inom sektorn. Detta kan inte minst sättas i relation till Lissabonstrategin, EU:s tillväxtstrategi. Integrering av miljöhänsyn är ett tydligt försök att förlika intressen som annars står i motsättning mellan olika politikområden (Jordan & Schout 2005:213). En ökad internalisering av externa kostnader genom exempelvis skatter och avgifter, och således dyrare transporter, kan sätta miljörelaterade målsättningar mot ekonomiska. Detta kan vara en politisk förklaring till att transporter inom EU fortfarande är ”alltför lågt” prissatta (jfr. Lauber 2002:171).

Miljörelaterade subventioner innefattar olika typer av statligt finansiellt stöd som syftar till att uppmuntra minskning av utsläppskvoter eller finansiera åtgärder för utsläppsreducering (Sprengler 2000:5). Inom transportsektorn används de exempelvis för att uppmuntra tekniska innovationer som kan bidra till att de miljövådliga utsläppen från transportsektorn minskar. Konkreta exempel är finansiellt stöd för utvecklandet av mer miljövänliga bilar och biobränslen (EEA 2007:28). Dock bör poängteras att det inte är självklart att miljörelaterade subventioner kan klassas som instrument för miljöintegrering. Då de bygger helt på statlig finansiering ansätter de inte den förorenande parten att direkt integrera miljöhänsyn i övrig verksamhet. Vidare överrensstämmer de inte heller med principen om att förorenaren ska betala (EEA 2006:36). Mer relevanta i sammanhanget blir borttagandet av miljöskadliga subventioner, då flera av de subventioner som används inom transportsektorn bidrar till att öka transporter och således kan klassas som miljöskadliga. Ett konkret exempel på detta är skattelättnader för flygbränslen. Subventioner står inte minst i direkt motsättning till principen om att förorenaren ska betala.

Frivilliga överenskommelser bygger på välfungerande dialog och informationsutbyte mellan offentliga myndigheter och industrin (Herodes et al 2007b:15f). Således har de en tydlig koppling till de prefererade styrelseformerna i den tidigare nämnda vitboken, samt för hur integrering av miljöhänsyn ska ta form. Samtidigt torde en sådan överenskommelse, förutsatt att den uppfylls, vara ett sätt för industrin att integrera miljöhänsyn i sina i övrigt ekonomiska aktiviteter. Frivilliga överenskommelser för transportsektorn förekommer främst på nationell nivå (EEA 1999:417). EU-kommissionen har dock argumenterat för en ökad användning av frivilliga överenskommelser på EU-nivå, inte minst för att nå de uppsatta utsläppsgränserna i Kyoto-protokollet (Singer & Volpi 2000:4). För att uppnå ökad bränsleeffektivitet infördes 1998 en frivillig överenskommelse med den europeiska bilindustrin om att reducera koldioxidutsläppen från nyproducerade bilar. Detta var den första frivilliga överenskommelsen av sitt slag på EU-nivå. (Zachariadis 2005:1776). Det finns flera teorier om att specifika förutsättningar ska vara uppfyllda för att frivilliga överenskommelser ska lyckas. Till dessa kan nämnas en homogen industri, relativt få aktörer eller en stark

association, samt att målet för överenskommelsen inte ska vara alltför kortsiktigt (Egenhofer & Ten Brink i Cox & Reyntjens 2004:66). Transporter torde kunna betraktas som en tämligen homogen sektor. Huruvida bekämpningen av klimatförändringar är ett lång- eller kortsiktigt mål kan diskuteras. Frivilliga överenskommelser inom transportsektorn torde således kunna leda till ökad integrering av miljöhänsyn. Dock bör poängteras att det kan vara svårt att göra allmängiltiga utsagor, då förutsättningar och graden av faktisk handling skiljer sig från fall till fall. Samtidigt kan ifrågasättas hur pass effektiva frivilliga överenskommelser på EU-nivå är (Herodes et al 2007b:20). Effektiviteten och resultaten av överenskommelsen med bilindustrin bör exempelvis ifrågasättas.

Sammanfattningsvis kan konstateras att miljörelaterade skatter, avgifter, subventioner och frivilliga överenskommelser används inom transportsektorn. Argument kan samtidigt föras som styrker att dessa kan ses som instrument för att integrera miljöhänsyn i den övriga politiken, med undantag för subventioner. Någon EU-omfattande miljömärkning har inte slagit igenom, inte heller handel med utsläppsrätter. Trots de miljörelaterade potentialen kan dock flera hinder mot användandet av instrumenten konstateras. Exempel på detta är meningsskiljaktigheter i medlemsstaterna vad gäller fiskala instrument i miljörelaterat syfte. Vidare tycks det publika deltagandet inom sektorn vara otillräckligt.

4 Integrering av miljöhänsyn inom EU:s fiskesektor

I detta avsnitt analyseras EU:s fiskesektor. Först ges en argumentation för orsakerna bakom behovet av integrering, följt av en överblick av den miljörelaterade regelstyrningen. Därefter följer en analys av de ”nya” policyinstrumenten i relation till integrering av miljöhänsyn, och slutligen en sammanfattning.

4.1 Varför integrera miljöhänsyn inom fiskesektorn?

Fiske är en mångfacetterad sektor. Den bidrar med såväl livsmedelsförsörjning, ekonomisk aktivitet, anställning och handel. Dock är fiske ett problembelagt politikområde ur miljösynpunkt. Fiskeriets överkapacitet är ett signifikant problem inom unionen, och strikta fiskekvoter måste sättas upp för att begränsa fiskeproduktionen. Vidare påverkas havsmiljön av andra mänskligt orsakade miljöproblem såsom klimatförändringar, samtidigt som andra arter skadas av såväl fiskeredskap som utsläpp. Dessa tillhör orsakerna till att fiske inkluderades i Cardiffprocessen. De prioriterade miljörelaterade målen för sektorn inkluderar att minska fisketrycket, göra fiskeripolitiken mer eko-systembaserad, avveckla moderniseringsstödet samt att förbättra styrelseformerna inom sektorn genom en ökad involvering av berörda parter (EU-kommissionen 2004:28f).

Att inkludera just fiskesektorn i denna uppsats är relevant, inte minst på grund av ovanstående miljöproblem. Vidare är fiske en sektor som under hela sin tid som politikområde inom EU präglats av centralstyre och tvingande regler. Således är det relevant att undersöka vilken roll ”nya” policyinstrument spelar för att uppnå miljöintegrering inom sektorn.

4.2 Policyinstrument för integrering av miljöhänsyn inom fiskesektorn

4.2.1 Regelstyrning

All erfarenhet tyder på att en oreglerad fiskesektor skulle leda till överfiskning. Den gemensamma fiskepolitiken baseras på att ekonomiska, sociala och miljörelaterade frågor ska prioriteras lika (EU-kommissionen 2004:28). EU har tämligen exklusivt inflytande över denna, vilket medför att medlemsstaterna endast kan och får agera själva då de direkt tilldelas kompetens (Cox & Reyntjens 2004:60). Dock har medlemsländernas inflytande ökat något i omfattning, i och med den reform som genomfördes av sektorn 2002 (Brown 2006:4). Tvingande lagar och regler är en djupt rotad styrningstradition inom fiskesektorn (Cox & Reyntjens 2004:59). Regelstyrning har även ständigt varit det mest använda sättet att vidta miljörelaterade åtgärder inom sektorn (ibid.). Detta exempelvis i form av kvoter, licenser, direkta förbud, kontrollsystem och sanktioner. Att exempelvis sätta upp fiskekvoter, införa central övervakning samt bestraffa överträdelser med sanktioner används för att förhindra överfiskning. Tvingande regler och bestämda straff är samtidigt en metod att bekämpa olovligt fiske.

4.2.2 "Nya" policyinstrument

Som tidigare konstaterat ska integrering av miljöhänsyn bland annat söka internalisera externa miljörelaterade kostnader. Skatter och avgifter har exempelvis potential för att internalisera kostnader relaterade till graden av miljöpåfrestning av olika fiskemetoder och redskap, och samtidigt uppmuntra mer långsiktiga tekniska innovationer för miljövänligare produktionsmetoder. Dock används dessa i tämligen begränsad utsträckning på EU-nivå. (Coffey & Newcombe 2000:1,7). På EU-nivå avgiftsbeläggs exempelvis i viss mån fiskare, som tack vare avtal med tredje land, åtnjuter extra höga fiskekvoter. Detta är i princip är den enda typen av skatter inom sektorn på EU-nivå. (ibid:6). Den kan dock inte klassas som direkt miljörelaterad. Fiske är i stor utsträckning en sektor vars miljöproblem är relaterade till överutnyttjande av en naturresurs. Skatter och avgifter för resursutnyttjande har fått mindre uppmärksamhet än i fallet med till exempel utsläpp. Detta kan bekräftas av att skatter på fiskekvoter eller licensstorlek inte har någon beskattningstradition inom sektorn, samtidigt som skatter relaterade till exempelvis industriutsläpp och transport i stor utsträckning uppmärksammas.

Trots den teoretiska potentialen, bör flera implikationer för miljörelaterade skatter inom fiskesektorn poängteras. Vad gäller de politiska, bör beslutsfattandeprocessen byggd på enhällighet för den fiskala politiken återigen tas upp som en svårighet. Samtidigt skulle skatter medföra ökade kostnader för fiskeproduktionen vilket kan försämra EU:s konkurrenskraft på den internationella fiskearenan.(ibid:9f). Således uppstår "klassisk" konflikt mellan ekonomi och miljö. Ett problem med integrering av miljöhänsyn är att det inte finns fastslaget i vilken utsträckning miljön ska prioriteras (Grimeaud 2000:216). Således finns det inget som kräver att miljövinster med skatter ska prioriteras högre än exempelvis de konkurrensbaserade förlusterna. Att använda skatter och

avgifter inom just fiskesektorn skulle samtidigt kunna få motsatt önskvärd effekt. Om exempelvis en skatt sattes på fångstknoten skulle detta kunna leda till ökade intentioner att inte rapportera dessa. (Coffey & Newcombe 2000:9). Det vore troligtvis även svårare rent administrativt att införa skatter inom ett område som fiske än exempelvis på partikelutsläpp. Detta då olika fiskeområden skulle kräva olika höga skatter, på grund av den differentierade sårbarheten. Samtidigt medför detta svårigheter att applicera principen om att förorenaren ska betala. (ibid:8). Vidare är det tveksamt att den nivå på skatter som i många fall vore nödvändig för att internalisera externa kostnader skulle vara "politiskt genomförbara" (ibid.). Inte minst med den tidigare konstaterade konflikten mellan miljö och ekonomi i åtanke.

I fiskesektorns miljöintegreringsstrategi är en direkt vägledande princip att förorenaren ska betala (EU-kommissionen 2002:3). Som tidigare konstaterat har den samtidigt en tydlig koppling till integrering av miljöhänsyn. I sammanhanget blir subventioner relevanta att ta upp, då dessa är tämligen vanligt förekommande inom fiskesektorn. Subventioner för att främja miljöhänsynstagande förekommer, exempelvis för att förbättra selektiviteten mellan olika fiskeredskap samt för att öka skyddet av marina områden (Cox och Reyntjens 2004:63). Dock är miljörelaterade subventioner inom fiskesektorn snarare undantag än regel (EEA 2005c:107). Trots en påbörjad reform av subventionerna inom fiskesektorn uppmuntrar fortfarande flera av dessa miljöförstörande beteende, snarare än bestraffar det (Cox & Reyntjens 2004:63). Exempelvis ges fortfarande subventioner för att modernisera fiskeriverksamheten i stor omfattning, trots att det är ett direkt mål för miljöintegrering att avveckla offentligt moderniseringsstöd. Subventioner ges även för fartygskonstruktioner vilket också kan ses som ett sätt att öka överkapaciteten inom fisket (ibid.). Detta står således i strid med principen om att förorenaren ska betala och kan vara ett direkt hinder mot lyckad integrering av miljöhänsyn inom sektorn. Att applicera principen om att förorenaren ska betala och att införa ekonomiska instrument komplieras vidare av att flera av de negativa miljökonsekvenser som fiske orsakar kan vara svåra att upptäcka på kort sikt (Coffey & Newcombe 2000:4). Samtidigt kan den faktiska källan till miljödegraderingen vara svårare att spåra än inom sektorer såsom transport och energi där källan är uppenbar.

EU:s tämligen exklusiva inflytande över den gemensamma fiskepolitiken påverkar möjligheterna för införandet av frivilliga överenskommelser (Cox & Reyntjens 2004:66). Detta då det fortfarande står oklart i vilken utsträckning kommissionen kan agera part i sådana inom fiskesektorn (ibid.). Som tidigare konstaterats kan endast medlemsstaterna agera i den mån de tilldelats direkt kompetens för detta, vilket begränsar möjligheterna för skapandet av frivilliga överenskommelser inom sektorn. Utifrån förutsättningarna en homogen industri, få aktörer, samt att målet för överenskommelsen inte ska vara alltför kortsiktigt, är det inte uppenbart om det är ett passande instrument för fiskesektorn (ibid.).

En explicit målsättning med integrering av miljöhänsyn inom fiskesektorn är en ökad involvering av berörda parter (EU-kommissionen 2004:29). 2003 fick unionen en ny gemensam fiskepolitik. En av de förändringar som gjorts i denna är att intressenter, då främst fiskare, ska involveras i högre utsträckning. Sedan en tid

tillbaka finns en rådgivande kommitté, bestående av representanter för berörda parter inom fiskesektorn (Reyntjens & Wilson 2004:72). 2004 infördes även regionala rådgivande nämnder för att ytterligare bredda intresserepresentationen (ibid:72f). Dessa torde vara betydelsefulla för integrering av miljöhänsyn. Detta inte minst då de exempelvis kan bidra med specifika kunskaper om lokala ekosystem och miljöproblem relaterade till dessa. Ökat deltagande kan samtidigt öka trovärdigheten i de framtagna besluten och således vara ett sätt att förbättra implementering och att uppsatta regler efterföljs (Coffey 2000:8). De regionala rådgivande nämnderna har viss konsultativ, men ingen beslutsfattande makt (Reyntjens & Wilson 2004:73). Möjligheterna till aktivt och inflytelserikt deltagande kan således fortfarande betraktas som begränsade inom sektorn (ibid.). Utifrån detta kan flera konstateranden göras. Inte minst att kommunikation mellan EU och lägre nivåer lättare tar form i teorin än i praktiken. Detta kan illustrera att intentionerna om öppenhet och deltagande som inte minst konstateras i vitboken om styrelseformer underskattar EU:s administrativa och institutionella komplexitet (jfr. Jordan & Schout 2005:207).

Både producenter och konsumenter är målgrupper för integrering av miljöhänsyn inom fiskesektorn (EEA 2005a:49). Då en målsättning med miljömärkning är att främja miljövänligare produktion och konsumtion torde det kunna vara ett verkningsfullt instrument för att uppnå en mer långsiktigt hållbar fiskesektor. Då det bygger på frivilliga incitament från producenter och konsumenter, kan det inte minst vara ett sätt att förbättra den horisontella koordineringen av miljöintegrering inom sektorn. Samtidigt är tanken bakom ett EU-brett märkningssystem att detta inte ska skada konkurrensen på den inre marknaden, vilket nationella märkningssystem kan göra (Wright 2000:97f). Det finns dock fortfarande inget miljömärke för fiskeprodukter på EU-nivå, inte heller unionens miljömärkningssystem, EU-blomman, innefattar fiskeprodukter (Cox & Reyntjens 2004:66). EU-kommissionen har uttalat sig positivt om ett gemensamt märkningssystem för fiskeriprodukter (ibid.), dock har källorna för denna uppsats inte kunnat bekräfta att detta resulterat i praktisk handling.

Sammanfattningsvis kan konstateras att ”nya” policyinstrument för miljöstyrning inte är prioriterade instrument för att integrera miljöhänsyn inom fiskesektorn. Det finns potential för att använda fiskala instrument på EU-nivå för att internalisera externa kostnader och avgiftsbelägga naturresursutnyttjande. Dock medför såväl sektorsspecifik som politisk kontext svårigheter för detta i praktiken. Subventioner är vanliga inom fiskesektorn, dock är de direkt miljörelaterade tämligen begränsade. EU:s tämligen exklusiva inflytande kan även försvåra införandet av frivilliga överenskommelser. Trots att potentiella fördelar med ett märkningssystem för fiskeprodukter har konstaterats har lite hänt i praktiken. Slutligen har involverandet av icke-statliga aktörer i relation till fiskesektorn ökat även om det fortfarande torde klassas som lågt.

5 Jämförelse

I detta avsnitt jämförs användandet av ”nya” policyinstrument för integrering av miljöhänsyn i de två sektorerna. Instrumentens användbarhet och funktioner i de olika sektorerna skärskådas och likheter och olikheter analyseras, samt förklarande faktorer identifieras och diskuteras.

5.1 Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel har, som konstaterat, potential att användas inom både transport- och fiskesektorn som instrument för att integrera miljöhänsyn. Dock förekommer de endast, när den här undersökningen görs, inom transportsektorn i miljörelaterat syfte. Teorier om adaptiv förmåga baseras på tron att förändringar är mer svår genomförliga ju mer de frångår traditionella strukturer och traditioner (Lenschow 2002a:17f). Detta kan även appliceras på miljöintegrering (ibid.), inte minst vad gäller styrningstraditioner. Ekonomiska styrmedel prioriteras allt högre för att främja utsläppsreducering inom unionen. Detta bekräftas inte minst av den stora satsningen på handel med utsläppsrätter. Fiskala instrument kan således betraktas som alltmer erkända instrument i situationer som rör utsläpp, industri och transport. Till skillnad från transportsektorn baseras fiske på utnyttjandet av en naturresurs, vilket i motsats till direkta utsläpp inte har någon miljörelaterad beskattningstradition inom unionen. Samtidigt är regelstyrning en tämligen djupt rotad styrningstradition inom fiskesektorn. Troligtvis är detta förklarande faktorer till att skatter och avgifter inte används för att integrera miljöhänsyn inom sektorn, trots de teoretiska möjligheterna.

Vidare kan de potentiella vinsterna med att använda miljörelaterade skatter för att integrera miljöhänsyn inom fiskesektorn betraktas som mindre uppenbara än de relaterade till transport. För det första tycks de kunna vara mer administrativt krävande än inom transportsektorn, då exempelvis olika havsmiljöer skulle behöva beskattas olika. Detta samtidigt som den faktiska miljöpåverkan av enskilda fiskare kan vara svår att spåra. Att fångstbaserade skatter samtidigt skulle kunna få motsatt önskad effekt genom exempelvis ökad felrapportering kan samtidigt bekräfta att ekonomiska instrument i sig inte behöver vara en mer effektiv lösning än exempelvis lägre satta fiskekvoter.

De implikationer som kravet på konsensus i ministerrådet, som beslutsfattarestrukturen för den miljörelaterade fiskala politiken innebär, bör uppmärksammas i relation till båda sektorerna. Särskilt bör medlemsstaternas bristfälliga vilja att harmonisera transportrelaterade skatter på EU-nivå uppmärksammas. Det är en förutsättning för välfungerande integrering av

miljöhänsyn att kommissionen och medlemsstaterna arbetar tillsammans för att uppnå gemensamma målsättningar (Jordan & Schout 2005:213). Skattefrågor inom transportsektorn är ett talande exempel på att den vertikala koordineringen och samstämmigheten inte fungerar som i teorin. Detta visar samtidigt på att uteblivna framgångar att integrera miljöhänsyn inte behöver bero på brist på stöd från de högsta politikerna på EU-nivå eller lagliga begränsningar (jfr Jordan & Schout 2005:213).

Positiv argumentation för ”nya” policyinstrument, speciellt ekonomiska, bygger i stor utsträckning på ekonomisk teori, där argument om kostnadseffektivitet och ökad effektivitet är vanligt förekommande. Denna argumentation förs även i relation till policyinstrumentsvalen för integrering av miljöhänsyn på EU-nivå. Argument om effektivitetsökning som sådan har dock en begränsad koppling till integrering av miljöhänsyn, då det i sig inte har någon direkt koppling till miljöförbättringar (von Homeyer 2006:10). Mer relevant är att flera av instrumenten lever upp till principen att förorenaren ska betala, då denna kan kopplas till integrering av miljöhänsyn (ibid.). Inte minst då den ska vara en vägledande princip inom EU ger den intrycket av att vara sektorsöverskridande. Men då den kopplas till sektorspecifika förutsättningar verkar den vara mer svårapplicerad på fiske- än på transportsektorn. Att transportutsläpp i form av växthusgaser orsakar klimatförändringar är vedertaget, samt att skatter och avgifter kan användas för att begränsa detta. Fiskesektorn verkar i större utsträckning vara belagd med osäkerhet om de faktiska miljörelaterade konsekvenserna som flera av dess aktiviteter orsakar. Detta kan ytterligare försvåra för införande av skatter och avgifter på ett sätt som motsvarar faktisk miljöbelastning, och inte minst för möjligheterna att nå politiska överenskommelser.

Subventioner för att främja miljövänligt agerande är ett av de ”nya” instrumenten som används inom båda sektorerna, om än i begränsad omfattning. Även om de har potential att såväl förbättra produktionsmetoder som tekniska innovationer, torde de inte i sig klassas som instrument för att integrera miljöhänsyn. Då de bygger på statlig finansiering är de inte i sig instrument som *integrerar* miljöhänsyn i övrig ekonomisk aktivitet. De uppfyller inte heller principen om att förorenaren ska betala. Flera av de subventioner som används inom såväl transport- som fiskesektorn uppmuntrar snarare än bestraffar miljövådligt beteende. De miljörelaterade subventionerna överskuggas i viss mån av dessa. Det visar samtidigt att reducerandet av miljöskadliga subventioner kan spela en betydande roll för sektoriell miljöintegrering. Detta är en konkret målsättning för integrering av miljöhänsyn inom fiskesektorn, dock inte inom transportsektorn. Att minska användandet av ett miljöskadligt ekonomiskt instrument visar inte minst på vikten av att inte enbart betona införandet av ”nya” policyinstrument för att integrera miljöhänsyn, utan att även att se till hur instrument som faktiskt används kan vara rentav skadliga. Detta inte minst då policyinstrumentsdiskursen i så pass stor utsträckning verkar fokusera på den miljöförbättrande potentialen hos ”nya” policyinstrument, utan att i lika stor utsträckning uppmärksamma skadligheten i gamla.

5.2 Frivilliga överenskommelser

I teorin överensstämmer frivilliga överenskommelser i flera avseenden med argumentationen för lyckad integrering av miljöhänsyn, då de exempelvis bygger på såväl ökat informationsutbyte som samarbete mellan statliga och icke-statliga aktörer (Herodes et al 2007b:15f). Inom transportsektorn har frivilliga överenskommelser uppmärksammats och använts på EU-nivå och kan ses som instrument för integrering av miljöhänsyn, även om dess faktiska effektivitet kan ifrågasättas. Inom fiskesektorn har flera svårigheter med införande av dessa identifierats. Då fiske är så pass centralstyrt kan frivilliga överenskommelser vara mer svårinförda än inom transportsektorn. Detta inte minst utifrån argumenterandet att det inte står helt klart vilken roll kommissionen kan ha i dessa inom sektorn. Frivilliga överenskommelser på EU-nivå torde ha god möjlighet att fungera, då de kan vara ett sätt att integrera miljöhänsyn utan att genomgå komplexa lagstiftningsprocedurer och kostsam central övervakning. Att framgången i dessa bygger på industrins vilja och potential att handla miljövänligt gör det dock svårt att utvärdera instrumentets effekter utan att se till specifika fall. Samtidigt bör naturligtvis risken att de kan ge ett mindre påtagligt resultat än regelstyrning poängteras.

5.3 Miljömärkning

Inom både transport- och fiskesektorn är såväl producenter som konsumenter målgrupper för integrering av miljöhänsyn (EEA 2005a:49). Miljömärkning är ett instrument som involverar båda dessa. Samtidigt bör de konkurrensrelaterade fördelarna med att ett europaöverskridande märkningssystem uppmärksammas. Detta då de, till skillnad från nationella märkningssystem, inte har en negativ inverkan på den fria konkurrensen på den inre marknaden. Detta styrker att miljörelaterade och ekonomiska målsättningar kan gå hand i hand, vilket är en uttalad målsättning för integrering av miljöhänsyn. I sammanhanget bör dock poängteras att införandet av EU:s eget miljömärkningssystem, EU-blomman, visade på såväl bristfällig koherens mellan direktoraten som otillfredsställande konsultation av intressenter (Wright 2000:103f). Detta står i direkt motsättning till flera av de aspekter som integrering av miljöhänsyn syftar till att uppnå.

De potentiella miljörelaterade fördelarna med instrumentet har uppmärksammats inom fiskesektorn. Mindre har dock hänt i praktiken då det fortfarande inte finns något EU-omspännande märkningssystem. Någon miljömärkning inom transportsektorn har inte heller fått något genomslag.

5.4 Fler ”nya” instrument, förbättrad integrering?

Att jämföra integrering av miljöhänsyn inom transport- och fiskesektorn utifrån användandet av ”nya” policyinstrument tydliggör flera skillnader. Sammanfattningsvis används skatter, avgifter och frivilliga överenskommelser för att integrera miljöhänsyn inom transportsektorn. Detta då de används, om än delvis, i miljörelaterat syfte och kan överensstämmer med mål som satts upp för miljöintegrering inom sektorn och kan ses som sätt att koordinera miljöaspekter med övrig politik. Utifrån de källor som använts kan däremot inte något exempel ges som styrker att ”nya” policyinstrument används med syftet att integrera miljöhänsyn inom fiskesektorn. Då fiskala instrument används på EU-nivå är det inte i direkt miljörelaterat syfte. Även om miljömärkning har uppmärksammats som en möjlighet inom fiskesektorn har detta inte resulterat i någon EU-omfattande märkning i praktiken. Miljörelaterade subventioner används inom båda sektorerna, dock argumenteras i denna uppsats att de inte kan betraktas som direkta instrument för att integrera miljöhänsyn. Detta främst då de inte är ett sätt att koordinera miljörelaterade och sektorsspecifika målsättningar. Vidare överskuggas de miljörelaterade subventionerna delvis av subventioner som i stället resulterar i ökad negativ miljöbelastning.

Utifrån konstaterandet att vissa av de ”nya” instrumenten används för att integrera miljöhänsyn inom transportsektorn, medan så inte är fallet inom fiskesektorn, kan argumenteras för att integreringen av miljöhänsyn genom de nya instrumenten nått längre inom transportsektorn än inom fiskesektorn. Vidare bör poängteras att detta inte betyder att miljöintegreringen ”totalt sett” nått längre inom transportsektorn. Dock bör inte förklaringen begränsas till att även regelstyrning kan användas för att integrera miljöhänsyn. Det är inte heller tillräckligt att lägga till att det inte är enskilda policyinstrument i sig, utan hur olika instrument fungerar tillsammans som är av avgörande betydelse.

En argumentation för hur styrning ska ta form är att valen av policyinstrument på ett balanserat sätt ska ”ge och ta” genom att kombinera regelstyrning med alternativa policyinstrument (van der Doelen 2005:130). I detta ska givande ge legitimitet i form av medborgerligt stöd och acceptans och tagande effektivitet i form av val av policyinstrument som i sig kan bidra till uppsatta målsättningar (ibid:130f). Detta kan i dubbel bemärkelse kopplas till integrering av miljöhänsyn. Utöver mixen av policyinstrument har den teoretiska diskussionen kring integrering av miljöhänsyn konstaterat att involverandet av styrande på nationell nivå, icke-statliga aktörer och koordineringen mellan de olika politikområdena också spelar en avgörande roll för integrering av miljöhänsyn. Följaktligen är det även relevant att jämföra sektorerna utifrån dessa, då även detta kan vara tydliga exempel på att ”ge och ta”.

Som tidigare nämnts, ska integrering av miljöhänsyn vara medel för att uppnå miljömålen i strategin om hållbar utveckling. I konceptet om hållbar utveckling finns en explicit länk till EU:s institutionella struktur, vilken konstaterar att samarbete mellan direktoraten för de olika politikområdena är nödvändigt för att uppnå detta (Lenschow 2002a:228). Vidare representerar integrering av

miljöhänsyn tanken att intressekonflikter mellan olika politikområden ska kunna lösas (Jordan & Schout 2005:213).

Efterfrågan på transport genereras inte i transportsektorn i sig, utan genom andra samhällsliga aktiviteter. Således genomsyrar transportsektorn flera politikområden med olika prioriteringar och "hållbar transport" ska stämma överens med andra policymål av såväl ekonomisk som social art. Vidare innebär detta att även policyinstrumenten för integrering av miljöhänsyn påverkar en tämligen bred målgrupp. Införandet av exempelvis transportskatter och avgifter påverkar den enskilde bilföraren, flygresenären, industrin etcetera. Detsamma gäller reducerandet av miljövådliga subventioner som naturligtvis införs av sociala eller ekonomiska skäl. Fiske har inte samma uppenbara sektorsöverskridande natur. Införandet av "nya" policyinstrument har direkt påverkan på en mindre bred aktörskrets. Oavsett detta innebär ändock att praktiskt införa integrering av miljöhänsyn en fundamental skillnad från den tidigare rådande interna organisationen mellan de olika direktoraten inom kommissionen, då de karaktäriserats av en hög grad av sektoriell segmentering (Favoino et al. 2000:50). "Ge och ta"- argumentet blir således även relevant här då såväl miljörelaterade som sektorsspecifika intressen ska tas i beaktande samtidigt som de ska kombineras med de från andra sektorer.

Trots att vertikal koordinering och deltagande är essentiellt för integrering av miljöhänsyn finns det inte någon horisontell lagstiftning för hur publikt deltagande, exempelvis i beslutsfattareprocesser, ska ta form (Coffey 2000:4). Således skiljer sig även detta åt inom unionen, inte minst mellan generaldirektoraten. För fiskesektorn är en förbättrad involvering av berörda parter en direkt målsättning för integrering av miljöhänsyn. Så verkar inte vara fallet för transportsektorn.

Att hävda att användandet av fler "nya" instrument i sig innebär mer integrering vore en felaktig slutsats. Inte heller enbart en mix av policyinstrument baserad på "ge och ta"-strategin räcker till. "Ge och ta" -argumentationen i relation till integrering av miljöhänsyn måste breddas utanför policyinstrumentsproblematiken och inkludera såväl vertikal som horisontell koordinering. En sektorsjämförelse där just samspelet mellan dessa står i fokus och simultant tas i beaktande skulle mer ingående kunna svara på vilken av sektorerna som nått längst. Detta överlämnas till framtida forskning.

6 Sammanfattande slutsatser

Denna uppsats har syftat till att undersöka huruvida så kallade ”nya” policyinstrument för miljöstyrning används för att integrera miljöhänsyn inom EU:s politikområden, med konkretisering och exempel från transport respektive fiskesektorn. Till syftet hörde även att jämföra dessa för att se till likheter och skillnader samt att söka svara på i vilken av de två sektorerna integreringen nått längst med hjälp av instrumenten. Utgångspunkten för jämförelsen skulle vara en konkretiserad teoretisk diskussion kring styrning och integrering av miljöhänsyn inom EU. Den genomförda undersökningen har lett fram till flera svar.

Användandet av ”nya” policyinstrument för att integrera miljöhänsyn ser olika ut i de två sektorerna. Av de aktuella instrumenten används fiskala instrument och frivilliga överenskommelser i transportsektorn för att integrera miljöhänsyn. Inom fiskesektorn används inte något av instrumenten för det aktuella ändamålet, även om det explicit argumenteras för potentiella fördelar med miljömärkning. Miljörelaterade subventioner används i båda sektorerna, dock kan de inte betraktas som direkta instrument för att integrera miljöhänsyn.

Instrumenten används således i större utsträckning inom transportsektorn. Som förklarande faktorer till detta har såväl sektorsspecifika förutsättningar, styrningstraditioner på såväl sektorsspecifik- som EU-nivå samt politiskt administrativa hinder påvisats. Således kan argumenteras att integreringen av miljöhänsyn nått längre inom transportsektorn genom av de ”nya” instrumenten. Det bör dock konstateras att det i sig inte betyder att miljöintegreringen totalt sett ”nått längst”. Integrering av miljöhänsyn kräver inte bara en välfungerande ”mix” av policyinstrument, utan även välfungerande koordineringen mellan de olika politikområdena och involverande av styrande på nationell nivå samt icke-statliga aktörer. Denna uppsats påvisar att den uttalade uniongemensamma strävan efter såväl fler och flexibla policyinstrument tar sig olika uttryck i den faktiska sektorspolitiken och att de inte fungerar lika i olika sektorer. Uppsatsens resultat bekräftar gjorda slutsatser om att retoriken om integrering av miljöhänsyn med hjälp av ”nya” policyinstrument inte uppfylls lika långt i praktiken.

7 Referenser

7.1 Tryckta källor

- Brown, James, 2006. *Fishing Capacity Management in the Post 2002 CFP – reform*. Ecologic-Institute for International and European Environmental Policy.
(<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/fisheries/EU%20fishing%20capacity%20management.pdf>)
- Buchner, Barbara, Catenacci, Michela, 2007. *Governance and Environmental Policy Integration in Europe: What can we learn from the EU Emission Trading Scheme?* Berlin: Ecologic-Institute for International and European Environmental Policy.
- Carter, Neil, 2001. *The Politics of the Environment – Ideas, Activism, Policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Coffey, Claire, 2000. *Good Governance and the common fisheries policy: an environmental perspective*. London: Institute for European Environmental Policy.
(<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2005/goodgovernanceandthecommonfisheriespolicy.pdf>)
- Coffey, Claire, Newcombe, Jodi, 2000. *The polluter pays principle and fisheries: the use of taxes and charges*. London: Institute for Environmental Policy.
(<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2005/thepolluterpaysprincipleandfisheries.pdf>)
- Cox, Anthony, Reyntjens, Dirk, 2004. Policy Instruments. s.59-69 i James, Coffey, Claire, Reyntjens, Dirk, Sporrang, Niki (red.) *Sustainable Fisheries: Facing the Environmental Challenges*. FISH/IEEP conference report. European Parliament, Brussels, Belgium 8-9 november 2004.
(<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2005/conferencereport.pdf>)
- Dyck-Madsen, Sören, 2002. *Instruments for Sustainable Development. Environmental Tax Reform, Green Public Procurement, Ecolabelling*. Köpenhamn: The Danish Ecological Council.
- EEA 2007: European Environment Agency, 2007. *Transport and environment: on the way to a new common transport policy. TERM 2006: indicators tracking transport and environment in the European Union*. Copenhagen: Schultz Grafisk.
- EEA 2006: European Environment Agency, 2006. *Using the Market for Cost-Effective Environmental Policy. Market Based Instruments in Europe*. EEA

- report nr.1.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Union.
- EEA 2005a: European Environment Agency, 2005. *Environmental Policy Integration: State of play and an evaluation framework. EEA technical report nr.2.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Union.
- EEA 2005b: European Environment Agency, 2005. *Transport and Environment. Facing a Dilemma. TERM 2005: indicators tracking transport and environment in the European Union.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Union.
- EEA 2005c: European Environment Agency, 2005. *Market Based Instruments for Environmental Policy in Europe. EEA technical report nr.8.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Union.
- EEA 2001: European Environment Agency, 2001. *External costs of transport. TERM 2002 25EU.* EEA factsheet.
- EEA 1999: European Environment Agency, 1999. *Environment in the European Union at the turn of the Century.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Union.
- Egenhofer, C, ten Brink, P, 2003. Les Instruments des politiques de l'environnement. Institut de l' Entreprise. i Cox, Anthony, Reyntjens, Dirk, 2004. Policy Instruments.s 59-69 i James, Coffey, Claire, Reyntjens, Dirk, Sporrang, Niki (red.) *Sustainable Fisheries: Facing the Environmental Challenges.* FISH/IEEP conference report. European Parliament, Brussels, Belgium 8-9 november 2004. (<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2005/conferencereport.pdf>)
- EU-kommissionen 2006: Europeiska Gemenskapens Kommission 2006. *Keep Europe Moving – Sustainable mobility for our continent.* Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EU-kommissionen 2004: Europeiska gemenskapens kommission, 2004. *Integrering av miljöhänsyn i andra politikområden – en inventering av Cardiffprocessen. KOM (2004):394.* Bryssel.
- EU-kommissionen 2002: *Europeiska gemenskapens kommission, 2002. Setting out a Community Action Plan to Integrate Environmental Protection Requirements into the Common Fisheries Policy. KOM (2002):186.* Bryssel.
- EU-kommissionen 2001a: Europeiska gemenskapens kommission, 2001. *Styrelseformerna i EU – Vitbok. KOM (2001):428.* Bryssel.
- EU-kommissionen 2001b: Europeiska gemenskapens kommission, 2001. *Den gemensamma transportpolitiken fram till 2010: Vägval inför framtiden.* Luxemburg: Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer.
- Favoino, Marieva, Knill, Christoff, Lenschow, Andrea, 2000. New Structures for environmental governance in the European Commission: the institutional limits of governance change. s.39-61. i Knill, Christoff och Lenschow Andrea (red.), 2000. *Implementing EU environmental policy. New directions and old problems.* Manchester: Manchester University Press.
- Fergusson, Malcolm, Skinner, Ian, 2000. *EU- Fuel and Vehicle Taxation Policy.* Stockholm: Svenska Naturvårdsverket. (<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2000/EUfuelandvehicletax.pdf>)

- Fergusson, Malcolm, Skinner, Ian, 1999. *Instruments for Sustainable Transport in Europe. Potential, Contributions and Possible Effects*. London: Institute for European Environmental Policy. (<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/1999/sustainabletransportineurope.pdf>)
- Grimeaud, David, 2000. "The Integration of Environmental Concerns into EC Policies: A Genuine Policy Development?". *European Environmental Law Review*, vol. 9, s 207-218.
- Herodes, Martina, Adelle, Camilla, Pallemarts, Marc, 2007a. *Environmental Policy Integration at the EU-level – A Literature Review*. Berlin: Ecologic – Institute for European Environmental Policy.
- Herodes, Martina, Adelle, Camilla, Pallemarts, Marc, 2007b *Environmental Policy Integration and Modes of Governance – A Literature Review*. Berlin: Ecologic – Institute for European Environmental Policy.
- Hey, Christian, 2002. Why does Environmental Policy Integration Fail? The Case of Environmental Taxation for Heavy Goods Vehicles. s.127-153 i Lenschow, Andrea (red.) 2002. *Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe*. London: Earthscan.
- Huppes, Gjal, Simonis, Udo G, 2000. *Environmental Instruments in a New Era*. Leiden: Center of Environmental Science, Leiden University. (<http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/wp2000-002.pdf>)
- Johansson, Hans, 2001. "Nytt EU-direktiv om omgivningsbuller", Bygg och Teknik. (<http://66.102.9.104/search?q=cache:nDAQ0rtoMYwJ:sp.se/energy/acoustics/files/B%26T-artikel%2520Nytt%2520EU-direktiv%2520om%2520omgivningsbuller.pdf+bullerniv%C3%A5er+eu&hl=sv&ct=clnk&cd=2&gl=se>)
- Jordan, Andrew, Schout, Adriaan, 2005. "Coordinated European Governance: Self-organizing or Centrally Steered?", *Public Administration*, vol.83, nr 1, s. 201-220.
- Jordan, Andrew, Wurzel, Rüdiger K.W, Zito, Anthony R, 2003. "New" Instruments for Environmental Governance: Patterns and Pathways of Change. s. 1-26. i Jordan, Andrew, Wurzel, Rüdiger K.W och Zito, Anthony R (red.). *"New" Instruments for Environmental Governance? National Experiences and Prospects*. London: Frank Cass Publishers.
- Jordan, Andrew, Wurzel, Rüdiger K.W och Zito, Anthony R, 2003. "New" Environmental Policy Instruments: An Evolution or a Revolution in Environmental Policy? s. 199-224 i Jordan, Andrew, Wurzel, Rüdiger K.W och Zito, Anthony R (red.). *"New" Instruments for Environmental Governance? National Experiences and Prospects*. London: Frank Cass Publishers.
- Knill, Christoph, Lenschow, Andrea, 2003. "Modes of Regulation in the Governance of the European Union: Towards a Comprehensive Evaluation". *European Integration Online Papers*. Vol. 7, s 1-15.
- Knill, Christoph, Lenschow, Andrea, 2005. "Compliance, Communication and Competition: Patterns of EU Environmental Policy Making and their Impact on Policy Convergence", *European Environment*, vol. 15, s.114-128.

- Kohler-Koch, Beate, Rittberger, Berthold, 2006. "The 'governance turn' in EU-studies". *JCMS*, vol. 44, s 27-49.
- Lauber, Volkmar, 2002. *The Sustainability of Freight Transport Across the Alps: European Union Policy Controversies on Transit Traffic*. s. 153-174. i Lenschow, Andrea (red.), 2002. *Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe*. London: Earthscan.
- Lenschow Andrea, 2002a. *Greening the European Union: An Introduction*. s. 3-21. i Lenschow, Andrea (red.) 2002. *Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe*. London: Earthscan.
- Lenschow, Andrea, 2002a. *Conclusion: What are the Bottlenecks and Where are the Opportunities for Greening the European Union?* s.219-233 i Lenschow, Andrea (red.) 2002. *Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe*. London: Earthscan.
- Lenschow, Andrea , 2002b. "'New' regulatory approaches in greening EU-policies", *European Law Journal*, vol. 8, nr 8, s. 19-37.
- McCormick, John, 2001. *Environmental Policy in the European Union*. New York: Palgrave.
- Müller, Edda, 2002. *Environmental Policy Integration as a Political Principle: The German Case and the Implications of European Policy*. s. 57-77. i Lenschow, Andrea (red.), 2002. *Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe*. London: Earthscan.
- Pierre, Jon och Peters, B. Guy, 2000. *Governance, Politics and the State*. Hong Kong: St. Martin's Press.
- Reyntjens, Dirk, Wilson, Douglas, 2004. *Governance*. s.70-79. i James, Coffey, Claire, Reyntjens, Dirk och Sporrang, Niki (red.) *Sustainable Fisheries: Facing the Environmental Challenges*. FISH/IEEP conference report. European Parliament, Brussels, Belgium 8-9 november 2004. (<http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2005/conferencereport.pdf>)
- Singer, Stephen, Volpi; Giulio, 2000. "Will voluntary agreements at the EU-level deliver on environmental objectives? Lessons from the agreement with the automotive industry." Bryssel: World Wide Fund for Nature. (<http://www.uneptie.org/outreach/vi/reports/wwf.pdf>)
- Sprengler, Rolf-Ulrich, 2000. *Introduction*. s. 3-26 i Skou Andersen, Mikael, Sprengler, Rolf-Ulrich 2000. *Market-based instruments for Environmental Management. Politics and Institutions*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited
- van der Doelen, Frans C.J, 2005. *The "Give and Take" Packaging of Policy Instruments: Optimizing Legitimacy and Effectiveness*. s. 129-148. i Belemans-Vidéc Marie-Louise, Rist, Ray C, Vedung, Evert (red.), 2005. *Carrots sticks and sermons. Policy Instruments and their evaluation. Second edition*. New Jersey : Transaction Publishers.
- Vedung, Evert, 2005. *Policy Instruments: Typologies and Theories*.s.21-58. i Belemans-Vidéc Marie-Louise, Rist, Ray C, Vedung, Evert (red.), 2005. *Carrots sticks and sermons. Policy Instruments and their evaluation. Second edition*. New Jersey : Transaction Publishers.

- von Homeyer, Ingmar, 2006. *Environmental policy Integration and Modes of Governance - State of the Art Report*. Berlin: Ecologic-Institute for European Environment Policy
- Westmark, Lars, 2001. "Integrate the Environmental Dimension – Vision for Transport". *Environmental Management and Health*, vol. 12, s. 175-180.
- Wincott, Daniel, 2001. "Looking Forward or Harnessing Back? The Commission and the Reform of Governance in the European Union", *Journal of Common Market Studies*, vol.39, no 5, s. 897-911.
- Wright, Robert, 2000. Implementing voluntary policy instruments: the experience of the EU Ecolabel Award Scheme.s. 87-115. i Knill, Christoff, Lenschow Andrea, (red.). 2000. *Implementing EU environmental policy. New directions and old problems*. Manchester: Manchester University Press.
- Zachariadis, Theodoros, 2006. "On the baseline evolution of automobile fuel economy in Europe", *Energy Policy*, vol 34, s.1773-1785.

7.2 Interaktiva källor

EEA 2007 glossary: 1. (2007-05-18).

http://glossary.eea.europa.eu/EEAGlossary/M/market-based_instrument

EEA 2007: presentation (2007-05-19).

http://www.eea.europa.eu/organisation/presentation/index_html