

Smudging och dess effekt på miljöreglering

Snedvridningar av både beslutsunderlag
och reglering på kemikalieområdet

Jessica Coria, Mikael Gustavsson,
Magnus Hennlock, Erik Kristiansson,
Per Strömberg

RAPPORT 7193 | SEPTEMBER 2025



Smudging och dess effekt på miljöreglering

Snedvridningar av både beslutsunderlag
och reglering på kemikalieområdet

av Jessica Coria, Mikael Gustavsson, Magnus Hennlock,
Erik Kristiansson och Per Strömberg

Naturvårdsverket
Tel: 010-698 10 00
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7193-6
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2025

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2025
Omslagsfoto: www.pexels.com

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Smudging och dess effekt på miljöreglering – Snedvridningar av både beslutsunderlag och reglering på kemikalieområdet, ett av fyra projekt som genomförts inom forskningsområdet Tillämpning av samhällsekonomiska analyser.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som stärker tillämpning av samhällsekonomiska analyser i miljöarbetet och stödjer utredare på myndigheter som arbetar med styrmedelsutformning.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Jessica Coria, Aarhus University, Roskilde, Danmark; Mikael Gustavsson, Göteborgs universitet; Magnus Hennlock, IVL; Erik Kristiansson, Chalmers tekniska högskola och Per Strömberg, IVL. Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av opartisk vetenskaplig expert och för praktisk relevans av handläggare på Naturvårdsverket.

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket juli 2025

Marie Uhrwing

Avdelningschef Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	9
1. Inledning	12
1.1 Ekonomisk teori om företagens incitament	12
1.2 Externaliteter inom kemikaliebranschen	13
1.3 Policysbeslut under partisk information	14
1.4 Utmaningar med att identifiera smudging och dess potentiella effekter på policysbeslut	15
1.5 Projektets bidrag till vetenskap och policys	16
2. Snedvridningar förekommer i både forskning och reglering av kemikalier	17
2.1 Övergripande metod för kapitel 2	17
2.2 Industri och akademi skiljer sig i vad som studeras och hur det studeras	17
2.2.1 Inledning	18
2.2.2 Metod	18
2.2.3 Resultat och diskussion	19
2.2.4 Slutsatser	23
2.3 Snedvriden kunskap, snedvriden regleringen av kemikalier: Resultat från REACH	24
2.3.1 Inledning	24
2.3.2 Metod	25
2.3.3 Resultat and Diskussion	26
2.3.4 Slutsatser	31
2.4 Reglering av växtskyddsmedel i Europa: Både konsensus och snedvriden information påverkar	31
2.4.1 Inledning	31
2.4.2 Metod	32
2.4.3 Resultat och diskussion	33
2.4.4 Slutsatser	38
3. Risker och Resurser: Tjänstemäns prioriteringsgrunder i tillsyn av förorenade områden	39
3.1 Inledning	39
3.2 Metod	40
3.2.1 Design av valexperiment	41
3.2.2 Regressionsmodell	44
3.2.3 Urvalsbias och modellernas träffsäkerhet	46
3.3 Resultat och diskussion	47
3.4 Slutsatser	55
4. Reglering med snedvriden information: Beslutsregler och resultat från offentliga konsultationer	57
4.1 Inledning	57
4.2 Metod	58

4.3	Resultat och diskussion	58
4.3.1	Ramverk för reglering med partiska intressenter	58
4.3.2	Dataanalys av offentliga konsultationer om Kemikalierreglering i EU	60
4.4	Slutsatser	68
5.	Slutsatser och förslag	69
	Tack	72
	Källförteckning	73
	Publikationer och data	77
	Bilaga 1	78
	Bilaga 2	79
	Bilaga 3	80
	Bilaga 4	81
	Bilaga 5	82
	Bilaga 6	83
	Bilaga 7	84
	Bilaga 8	85
	Bilaga 9	86

Sammanfattning

Många miljölagar kräver att bästa tillgängliga vetenskap används som grund för policy- och beslutsfattande. Ett exempel är EU:s klimatstrategi där beslutade utsläppsminskningar baseras på gedigna vetenskapliga studier, och investeringar i klimatforskning har intensifierats för att säkerställa tillräckliga vetenskapliga underlag (se t.ex. Lövbrand 2011).

Brist på vetenskaplig information är ett av de största hindren för att utveckla effektiva miljöregleringar. Detta ”datagap” är särskilt tydligt vid reglering av kemikalier. Trots lagstiftning som REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), vilken kräver att företag tillhandahåller data om de kemikalier de producerar, uppskattar NORMAN-nätverket att över 60 000 kemikalier släpps ut i miljön. Majoriteten av dessa ämnen saknar fortfarande tillräckliga data om deras farlighet (Kristiansson et al. 2021). Problemet förvärras av att kemiska blandningar ofta har större effekter än enskilda ämnen, vilket gör riskbedömning särskilt utmanande.

Utöver datagapet finns oro för snedvridning i vetenskapliga studier. Publiceringsbias innebär att positiva resultat oftare publiceras, vilket kan snedvrida den vetenskapliga evidensen (se t.ex. Joobert et al. 2012). Forskare kan också omedvetet låta personliga policypreferenser påverka sina slutsatser (se t.ex. Lackey 2007). Dessutom har industrins ökade forskningsfinansiering kopplats till resultat som gynnar finansörerna och minskar rapporteringen av negativa effekter (se t.ex. Huss et al. 2007).

Kunskapsluckor kan leda till ineffektiva förvaltningsstrategier, medan snedvridning riskerar att snedvrida beslut. Industrins påverkan kan bromsa reglering, medan akademiska forskare kan framhäva risker för att främja sina karriärer. När experter är oeniga på grund av motstridiga data och snedvridningar, kan beslutsfattandet försvåras och leda till regulatorisk låsning (se t.ex. Socol et al. 2019).

Slutligen beror effekterna av snedvridning i information på hur regleringar implementeras, vilket i sin tur påverkas av hur tillsynsmyndigheter integrerar vetenskaplig information i sitt beslutsfattande. Myndigheter kan väga vetenskaplig evidens olika beroende på flera faktorer, såsom variationen i forskningsresultat – där de kan reagera annorlunda om evidensen är entydig jämfört med när resultaten varierar kraftigt. De kan också behandla vetenskapliga bevis olika beroende på om de kommer från industrin eller från akademien. Vidare kan myndigheternas respons påverkas av om det aktuella miljöproblemet berör sårbara samhällsgrupper, samt av storleken på de förväntade kostnaderna för att uppnå miljömålen. Dessa faktorer kan sammanlagt påverka hur vetenskaplig information används i regleringsprocesser och vilka beslut som fattas.

I den här rapporten undersöker vi förekomsten av systematiska skillnader mellan resultat i akademisk litteratur och industrikopplad forskning, ett fenomen som kan benämnas *smudging*. Genom textanalys av toxikologisk litteratur från de senaste två decennierna syftar vi till att identifiera potentiella snedvridningar som kan påverka riskbedömningar och beslutsfattande inom kemikaliereglering. Skillnaderna mellan dessa studier kan ofta spåras till de olika incitamentsstrukturer som akademi och industri verkar inom. Industrifinansierad forskning tenderar att

fokusera på efterlevnad av tester och standarder som säkerställer att deras resultat beaktas i policyprocesser, medan akademiska forskare prioriterar publicerbara studier som ofta rör kemikalier där mätbara och statistiskt signifikanta resultat kan uppnås. Genom att belysa hur resultaten från akademisk respektive industri-kopplad forskning skiljer sig och hur de tas upp i policybeslut kan vi få en bättre förståelse för hur vetenskapliga bevis kan forma – eller snedvrída – miljöpolicy och skyddet av människors hälsa och miljön.

En omfattande databas konstrueras med över 500,000 dokument med information om kemikalier, deras toxikologiska effekter, samt experimentdesign, från källor som PubMed, ECHA (Europeiska kemikaliemyndigheten), US EPA (USA miljöskyddsmyndighet), och EFSA (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet). Resultaten visar att forskningen är starkt koncentrerad till ett fåtal kemikalier, främst tungmetaller, vilket väcker oro över bristen på kunskap om många andra ämnen, särskilt de där företags forskning dominerar. Vår forskning visar även att akademiska studier tenderar att ha större spridning och fler alarmistiska extremvärden jämfört med företagsstudier, som är mer likriktade på grund av användandet av standardiserade tester, ofta på grund av direkta regulatoriska krav. Vi såg också skiftande forskningsfokus, med över tid minskande andel studier om växtskyddsmedel men ökande andel relaterade till läkemedel.

Vi har också samlat dokumentation som krävs för import och tillverkning av kemikalier som regleras enligt REACH-förordningen för att undersöka snedvridningar i den information om riskfulla kemikalier som utgör beslutsunderlag för reglering. Vi fann att REACH-förordningen bygger på en smal uppsättning data från litteraturen med en betydande överrepresentation av data från studier med koppling till företag och underrepresentation av studier som rapportera högre toxicitet i uppgifterna.

Vi har också undersökt hur kommuners i Sverige tillämpning av regleringar påverkas av riskinformation genom att undersöka prioriteringsgrunder i tillsynen av förorenade områden. Vi genomförde en enkätundersökning fokuserar på PFAS och bly, två välkända kemikalier som utgör betydande problem i Sverige och där beslutsfattare står inför konkreta avvägningar om sanering. För att förstå hur olika riskattribut påverkar kommunala prioriteringar genomförde vi både enkäter och ekonomiska experiment med tjänstepersoner. Vi undersökte hur faktorer som riskklass, hot mot hälsa eller vattenförsörjning samt anslutning till vattenförekomster med dålig status påverkar beslutsfattandet. Resultaten visar att effekten av riskinformation varierar beroende på kommunens organisatoriska förutsättningar. Tjänstepersoner i kommuner med behovsutredningar och tillgång till relevant kompetens prioriterade oftare objekt med högre risker, medan de i kommuner med begränsade resurser och brist på expertis tenderade att fokusera på objekt som krävde mindre resurser. Faktorer som översvämningsrisk, skred eller åtgärds-kostnad i relation till markvärde användes däremot inte som prioriteringsgrunder.

Därutöver har vi studerat hur partisk information, såsom orsakad av *smudging*, påverkar beslutsfattande inom kemikalielagstiftning genom ekonomisk modellering. För att undersöka detta har vi analyserat hur snedvridning i informationen påverkar sannolikheten för att införa nya regleringar. Mer specifikt, för att utröna hur reglerare bäst kan hantera beslutsunderlag från partiska intressenter, genomfördes två analyser: Vi utvecklade ett ramverk med beslutsregler som visar att reglerare särskilt bör beakta partsinlagor som går emot intressentens vanliga linje. Delar av ramverket testades på data från offentliga konsultationer för

kemikalierreglering inom Europeiska unionen. Vår analys visar att företag ofta ger kommentarer om kemikalier med högt ekonomiskt värde, medan miljöorganisationer fokuserar på kemikalier med stor skada. Vi finner också att tillsynsmyndigheter lägger större vikt vid stöd från företag än från organisationer, där det senare stödet inte har någon statistiskt signifikant effekt.

Påverkan av vetenskaplig information på miljöpolitiska styrmedel har inte tidigare analyserats som ett marknadsmisslyckande. Vi visar på betydande skillnader mellan resultaten i akademisk och industrirelaterad litteratur, samt att de senare i högre grad beaktas som beslutsunderlag för reglerare. Denna slutsats understödjer tidigare forskning som indikerar att reglerare hyser en större tillit till industrirelaterad litteratur på grund av dess standardiserade tillvägagångssätt, eftersom industriforskning (i kontrast till akademisk forskning) har incitament att utformas specifikt för att tillgodose regulatoriska riktlinjer. En alltför stor tillit till standardiserad information, och därmed från företag, kan dock utgöra ett betydande problem när det gäller att undvika kemikalier som är skadliga för hälsa och miljö. Detta beror på att den typen av information ofta utesluter överväganden om nya risker och effekter som ligger utanför, eller skiljer sig från, de som fångas upp av standardiserade tester eller analyser av kända risker.

Detta projekt har belyst effekterna av snedvridning i information på implementeringen av miljöpolicy, vilket är ett nytt bidrag till litteraturen med tydliga implikationer för politiska beslut och genomförandet av kostnads-nyttoanalyser inom miljömålsarbetet. Till exempel utgör företagens kostnads-nyttoanalyser beslutsunderlag i REACH, och det är upp till företagen att välja vilken kunskap om till exempel kemikaliers risk som dessa analyser bygger på. Projektet bidrar därför till att förbättra utformningen av miljöpolitiska regelverk och myndigheters processer genom att undersöka hur, och i vilken utsträckning, informationspåverkan påverkar miljöpolitiken, samt erbjuder konkret beslutsstöd om hur snedvridning i information kan korrigeras genom att beakta partsinlagor på ett sätt som balanserar särintressens.

Detaljerade rekommendationer för policy följer i rapporten, kort sammanfattade här: Det finns stora brister i incitament och tillsyn kring skadliga kemikalier. Forskningen behöver bli mer oberoende för att hantera den växande kemiska mångfalden och möta samhällets behov av objektiv information. Underlag till policy bör inkludera fler relevanta datapunkter, särskilt kring hög toxicitet, och stärka kontrollen av registrerade data genom automatiserad screening och ökad kvalitetsgranskning. Tillsynsmyndigheter bör proaktivt identifiera och beakta studieresultat för vilka det saknas konsensus, för att snabbare hantera potentiella risker. Akademisk forskning spelar en nyckelroll i att förbättra riskbedömningar. Inom tillsynen av förorenade områden krävs stärkt riskbedömning, högre kompetens och strategisk resursfördelning, med fokus på aktuella miljörisker som PFAS.

Summary

Many environmental laws require that the best available science is used as the foundation for policy and decision-making. For example, within the EU's climate strategy, emission reductions are based on solid scientific studies, and investments in climate research have been intensified to ensure sufficient scientific evidence (see e.g., Lövbrand 2011).

A lack of scientific information is one of the greatest obstacles to developing effective environmental regulations. This “data gap” is particularly evident in the regulation of chemicals. Despite legislation such as EU's REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), which requires companies to provide data on the chemicals they produce, the NORMAN network estimates that over 60,000 chemicals are released into the environment. The majority of these substances still lack sufficient data on their hazards (Kristiansson et al. 2021). The problem is exacerbated by the fact that chemical mixtures often have greater effects than individual substances, making risk assessment particularly challenging.

Beyond the data gap, there is concern about bias in scientific studies. Publication bias means that positive results are more likely to be published, which can distort scientific evidence (see e.g., Jooper et al. 2012). Researchers may also unintentionally allow personal policy preferences to influence their conclusions in a way that supports certain regulatory outcomes (see e.g., Lackey 2007). Furthermore, the increasing funding of research by industry has been linked to results that favor sponsors and reduce the reporting of negative effects (see e.g., Huss et al. 2007).

Knowledge gaps can lead to ineffective management strategies, while biases can distort decisions. Industry influence can slow down regulation, while academic researchers may highlight risks to advance their careers. When experts disagree due to conflicting data and bias, decision-making can become more difficult and lead to regulatory gridlock (see e.g., Socol et al. 2019).

Ultimately, the effects of biased information on the implementation of regulations depend on how regulatory authorities incorporate scientific information into their decision-making processes. Authorities may weigh scientific evidence differently depending on several factors, such as the variability of research results – responding differently when evidence is conclusive compared to when results vary significantly. They may also treat scientific evidence differently depending on whether it originates from industry or academia. Furthermore, regulatory responses can be influenced by whether the environmental issue affects vulnerable groups in society, as well as by the expected costs of achieving environmental goals. These factors collectively affect how scientific information is used in regulatory processes and the decisions that are made.

In this report, we examine the occurrence of systematic differences between results in academic literature and industry-associated research, a phenomenon that can be referred to as *smudging*. We aim to identify potential biases that may influence risk assessments and decision-making in chemical regulation through text analysis of toxicological literature from the past two decades. The differences between these studies can often be traced to the distinct incentive structures within which academia and industry operate. Industry-funded research tends to focus on compliance with tests and standards that ensure their results are taken into account

in policy decisions, while academic researchers prioritize publishable studies, often focusing on chemicals where measurable and statistically significant results can be achieved. By highlighting how the results from academic and industry-associated research differ and how they are taken up in policy decisions, we can gain a better understanding of how scientific evidence can shape – or distort – environmental policies and the protection of human health and the environment.

A comprehensive database is constructed with over 500,000 documents with information on chemicals, their toxicological effects, and experimental design, from sources such as PubMed, ECHA (European Chemicals Agency), US EPA (US Environmental Protection Agency), and EFSA (European Food Safety Authority). The analysis shows that research (by both firms, academia and beyond) is heavily concentrated on a few chemicals, mainly heavy metals, raising concerns about the lack of knowledge on many other substances, especially those where corporate research dominates. Our analysis also shows that academic studies tend to have greater dispersion and more alarmist values of toxicity compared to company studies, which are more uniform due to the use of standardized tests, often due to direct regulatory requirements. We also saw a shift in research focus, with a decreasing proportion of studies on plant protection products over time but an increasing proportion related to pharmaceuticals.

We also studied REACH data from the documentation required for the import and manufacture of chemicals regulated under the REACH Regulation to examine biases in the information regarding hazardous chemicals used as a foundation for regulatory decisions. We found that the REACH regulation relies on a narrow set of data from the scientific literature, with a significant overrepresentation of data from studies linked to companies, and an underrepresentation of studies reporting higher toxicity levels in the available data.

We have also examined how municipalities' implementation of regulations in Sweden is influenced by risk information by investigating the prioritization criteria in the supervision of contaminated sites. Our survey is framed in the context of PFAS and lead, two well-known chemicals that pose significant problems in Sweden, where policymakers are faced with concrete decisions regarding remediation. To understand how different risk attributes affect municipal priorities, we conducted both surveys and economic experiments with municipal officials. We investigated how factors such as risk classification, health or water supply threats, and proximity to water bodies with poor ecological status influence decision-making.

The results show that the impact of risk information varies depending on the municipality's organizational capacity. Officials in municipalities with needs assessments and access to relevant expertise were more likely to prioritize sites with higher risks, while those in municipalities with limited resources and a lack of expertise tended to focus on sites requiring fewer resources. Factors such as flood risk, landslides, or remediation costs relative to land value were not used as prioritization criteria.

Additionally we studied how biased information affects decision-making in chemical legislation through economic modeling. To investigate this, we analyzed how bias in information influences the likelihood of introducing new regulations. More specifically, to determine how regulators can best manage decision-making materials from biased stakeholders, two analyses were conducted: We developed a framework with decision rules showing that regulators should pay particular attention to submissions that go against the stakeholder's usual position.

Parts of the framework were tested on data from public consultations for chemical regulation in the European Union. Our analysis shows that companies often comment on chemicals with high economic value, while environmental organizations focus on chemicals with high harm. We also find that regulators place more weight on support from companies than from organizations, with the latter support having no statistically significant effect.

The influence of scientific information on environmental policy instruments has not previously been analysed as a market failure. We show significant differences between the results in academic and industry-related literature, and that the latter is more likely to be taken into account as a basis for decision-making by regulators. This finding supports previous research indicating that regulators have a greater reliance on industry-related literature due to its standardized approach, as industry research (in contrast to academic research) has incentives to be specifically designed to meet regulatory guidelines. However, an over-reliance on standardized information, and thus from companies, can pose a significant problem in avoiding chemicals that are harmful to health and the environment.

This is because such information often excludes considerations of new risks and impacts that are outside, or different from, those captured by standardized tests or analyses of known risks. This project has highlighted the effects of biased information on the implementation of environmental policies, which is a new contribution to the literature with clear implications for policy decisions and the implementation of cost-benefit analysis in environmental policy making. The project therefore contributes to improving the design of environmental policy instruments by investigating how, and to what extent, information bias affects environmental policy, and offers insights on how this market failure can be corrected.

1. Inledning

1.1 Ekonomisk teori om företagens incitament

Ekonomisk teori är ett ramverk för att förstå hur industrins incitament påverkar beslut och beteenden som resulterar i negativa effekter på hälsa och miljö. Miljöresurser, såsom ren luft och en miljö fri från skadliga kemikalier, är kollektiva nyttigheter, vilket leder till överutnyttjande i vad som kallas ”Tragedy of the Commons” (Hardin, 1968). Detta beror på att företag som drivs av vinstmaximering tenderar att externalisera miljökostnader. De resulterande miljöskadorna är negativa externa effekter, vilket är kostnader som åläggs samhället och som inte återspeglas i marknadstransaktioner (Pigou, 1920). Principal-Agent-problem uppstår när företagsledningen prioriterar kortsiktiga ekonomiska vinster framför hållbarhet, såvida inte aktieägarna aktivt kräver miljöansvar (Jensen & Meckling, 1976). Stigberoende påverkar industrier som är starkt investerade i sin produktion, eftersom de kan mot-sätta sig en övergång till grönare alternativ på grund av befintlig infrastruktur och irreversibla kostnader (Arthur, 1989). Utan ingripande kan företagen överproducera föroreningar eftersom de inte bär den fulla sociala kostnaden för sin verksamhet.

Väl utformad policy och marknadsbaserade instrument kan emellertid justera industriella incitament till mer hållbara beslut. För att korrigera marknadsmisslyckanden använder sig stater av regleringar och marknadsbaserade mekanismer. Ett förslag till lösning är Coase-teoremet, som innebär att om transaktionskostnaderna är låga och äganderätten är väldefinierad, kan privata förhandlingar lösa externa effekter på ett effektivt sätt (Coase, 1960). Pigouvianska skatter, till exempel koldioxidskatter, kan internalisera de externa kostnaderna (Nordhaus, 2019), medan subventioner och incitament för förnybar energi och ren teknik främjar hållbar innovation och teknikspridning (Acemoglu et al., 2012). Enligt Porterhypotesen kan stränga men ändå flexibla miljöbestämmelser driva på innovation och förbättra effektiviteten och konkurrenskraften (Porter & Van der Linde, 1995).

Beteendemässiga och institutionella faktorer formar emellertid hur branscherna reagerar på miljöpolitiken. I verkligheten förhindrar höga transaktionskostnader och maktobalanser samhällsekonomiskt effektiva lösningar. Reglering av kemikalier sker inte isolerat utan formas av faktorer i den politiska ekonomin som kan påverka både förekomsten och tillämpningen av regleringar (Acemoglu och Robinson 2013). Marknadsstrukturen har därmed en betydande inverkan på verkansgraden av miljöpolitiken. Monopolistiska företag kan med framgång motverka miljöreformer, medan däremot företag på konkurrensutsatta marknader kan fungera bättre (Schumpeter, 1942) genom att till exempel anta hållbarhetsstrategier för att locka miljömedvetna konsumenter. Liknande effekter kan ses avseende miljöinformation. Ekonomisk teori ger gott stöd för sambandet mellan informationsmonopol, negativt urval och moralisk risk (t.ex. Akerlof, 1970; Salop och Stiglitz, 1977), vilket leder till svaga incitament för att tillhandahålla korrekt information om negativa effekter på hälsa och miljö.

1.2 Externaliteter inom kemikaliebranchen

Idag är över 25 000 kemikalier registrerade under den europeiska kemikalielagstiftningen REACH. Detta är betydligt färre än de 250 000 kemikalier som finns i klassificerings- och märkningsdatabasen (CLP-inventory). Detta i sin tur är färre än de som används. Som en indikation på hur många kemikalier som i används, så uppskattas att närmare 350 000 kemikalier är registrerade i olika nationella och internationella register över använda kemikalier (Wang et al. 2020). Samtidigt beräknas antalet nya kemikalier öka med cirka 4 % per år (Llanos et al. 2019). Inom EU beräknas det att 192 miljoner ton hälsofarliga kemikalier användes under 2022. Exponering för dessa kemikalier, som ofta förekommer i komplexa blandningar, utgör ett betydande hot mot både människors hälsa och miljön.

Samtidigt fastslår det svenska miljömålet om en giftfri miljö att halterna av icke naturligt förekommande ämnen ska ha en försumbar påverkan på människors hälsa och ekosystemen. Under de senaste åren har en växande mängd bevis visat att många kemikalier har biologiska effekter vid doser som tidigare ansågs vara försumbara (Vandenberg et al. 2012). Det blir också alltmer tydligt att långvarig exponering för relativt låga doser av kemikalier kan orsaka svåridentifierade, men skadliga, effekter (Birnbaum 2012). För att säkerställa en trygg användning av dessa kemikalier krävs ingående och objektiv kunskap om deras egenskaper, utsläpp och spridning i miljön.

Brist på kunskap, eller dess tillgänglighet, påverkar beslutsfattandet kring kemikalier och deras användning negativt. Detta kan resultera i åtgärder som i efterhand visar sig vara felaktiga eller i beslutet att inte vidta några åtgärder alls (Gee et al., 2013). Ett välkänt exempel är biociden tributyltenn, som användes i över fyrtio år i båtbottnfärg innan en ökande förståelse för dess negativa effekter på skaldjur och snäckor ledde till lokala och begränsade restriktioner, och slutligen ett internationellt förbud år 2001 (Santillo et al., 2001). På liknande sätt förbjöds neonikotinoider, en vanlig klass av insektsmedel, år 2018 för användning utanför växthus inom EU samt i vissa områden i USA, Filippinerna och Kanada, efter att bevis framkommit om negativa effekter på bin och andra insektsgrupper (Maxim och van der Sluijs 2013; Sgolastra et al., 2020). Ett mer aktuellt exempel är per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), som har producerats i stor skala i över sjuttio år. Inledningsvis var forskningen kring PFAS-effekter begränsad eller partisk inom industrin, men under de senaste tjugo åren har det visats att flera av dessa ämnen, såsom perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA), bioackumuleras i människor, djur och växter och att de är toxiska vid koncentrationer som observerats i både individer och miljön (Blum et al., 2015; Trojanowicz och Koc, 2013; Vestergren och Cousins, 2009).

Dessa exempel visar att de processer som i slutändan ledde till restriktioner och förbud möjliggjordes av en gradvis ackumulering av kunskap om de negativa effekterna av dessa kemikalier. Detta understryker vikten av vetenskaplig forskning för att möjliggöra bättre informerade regleringsåtgärder (Gold och Wagner, 2020; Holmes och Clark, 2008; Kirchhoff et al., 2013). Det finns därför ett tydligt behov av att reglera kemikalier för att förebygga potentiella skador på människors hälsa och miljön samt för att skapa incitament för utvecklingen av produkter och processer som minimerar användningen och utsläppen av farliga ämnen.

1.3 Polycysbeslut under partisk information

Inom miljöreglering är vetenskaplig information avgörande för att utforma policys som syftar till att skydda människors hälsa och ekosystem. Tillförlitligheten hos denna information äventyras dock ofta av snedvridning som introduceras av intressenter med egna intressen. Tillsynsmyndigheter måste navigera mellan information som tillhandahålls av industrin, miljöorganisationer och akademiska forskare – alla med olika incitament som kan introducera potentiella snedvridningar.

Vetenskaplig information i regleringssystem är nämligen föremål för både utbuds- och efterfrågedynamik. Reglerande myndigheter efterfrågar robusta och objektiva data för att motivera policyåtgärder, såsom bevis för kemikaliers farliga egenskaper. Samtidigt tillhandahåller industrin en stor del av denna information, ofta genom obligatoriska rapporteringskrav som de som införts under EU:s REACH-förordning (Registration, Evaluation, Authorisation, and Restriction of Chemicals). Den information som tillhandahålls är dock ofta ofullständig eller strategiskt presenterad, eftersom kemikalieproducenter och användare kan påverkas negativt av striktare regleringar.

Medan industrin har ett informationsövertag tack vare tillgången till egna data och resurser för att genomföra studier, spelar även akademien och ideella organisationer (NGO:er) en betydande roll i att tillhandahålla vetenskaplig information. Akademiska forskare, drivna av karriärincitament som publikationer och citeringsstatistik, kan välja att fokusera på kemikalier eller miljöfrågor där signifikanta, mätbara effekter är mer sannolika att hitta. Detta kan leda till *publiceringssnedvridningar*, där studier med positiva eller nya resultat är överrepresenterade i litteraturen (Jooper et al., 2012). På liknande sätt kan miljöorganisationer, vars uppdrag ofta handlar om att främja miljöskydd, betona eller selektivt rapportera data som belyser risker för att vinna allmänhetens och politikernas stöd för striktare regleringar.

Tillsynsmyndigheter hamnar därmed ofta i ett läge där de måste balansera mellan konkurrerande mål: industrin kan tona ner risker för att undvika reglering, medan akademien och NGO:er kan förstora risker för att påverka policybeslut i linje med sina mål.

Regleringsbeslut kompliceras ytterligare av kognitiva snedvridningar inom själva beslutsorganen. *Bekräftelsesnedvridningar* – tendensen att söka, tolka och prioritera bevis som bekräftar redan existerande övertygelser – kan ha stor inverkan på hur information från partiska källor integreras i policybeslut (Benabou & Tirole, 2002). Exempelvis kan beslutsfattare med en företagsvänlig inställning ge större vikt åt data från industrin, medan de med starka miljöengagemang kan prioritera information från NGO:er eller akademiska källor, även när sådan information kan vara selektivt rapporterad.

Dessa bekräftelsesnedvridningar påverkar också hur beslutsfattare hanterar *risk* och *osäkerhet* i sina regleringsbeslut. Om en beslutsfattare redan är benägen att lita mer på industrins information, kan de underskatta riskerna med en viss kemikalie, även om oberoende forskning pekar på allvarliga faror. På samma sätt kan beslutsfattare som prioriterar NGO:ers eller akademins perspektiv överdriva riskerna, även när den vetenskapliga osäkerheten kring resultaten är betydande. I båda fallen kan bekräftelsesnedvridningar leda till att antingen risker underskattas eller att osäkerhet tolkas som mer alarmerande än den faktiskt är.

Experimentella studier har visat att beslutsfattare ofta misstolkar tvetydig data för att den ska passa deras övertygelser, och lägger oproportionerligt stor vikt vid

stödjande bevis samtidigt som de bortser från motstridig information (Charness & Dave, 2017). Detta kan leda till *regulatorisk tröghet* – där införandet av nya regleringar fördröjs trots tydliga vetenskapliga bevis på miljörisker – eller till överdrivet försiktiga regleringar baserade på begränsad eller osäker data.

För att förstå beslutsfattande under dessa omständigheter är det viktigt att skilja mellan *risk* och *osäkerhet*, en distinktion som först föreslogs av Knight (1921) och Keynes (1921). Risk avser situationer där sannolikheter och utfall är kända, medan osäkerhet innebär att sannolikhetsfördelningarna är okända eller ofullständiga. Sedan Ellsbergs banbrytande experiment (1961) har många studier visat att beslutsfattare ofta föredrar att hantera risk framför osäkerhet, men att de i vissa fall också kan söka sig till osäkra utfall beroende på hur informationen presenteras och tolkas.

Dessa beteendemässiga faktorer är centrala i praktiskt beslutsfattande inom miljöreglering, där myndigheter måste väga risk mot osäkerhet vid utvärdering av vetenskaplig information. Till exempel kan de behöva jämföra akademiska och icke-akademiska studier, väga etablerade forskningsmetoder mot nyare, ännu inte fullt validerade tekniker, eller bedöma relevansen av internationella vetenskapliga rön som visar toxikologiska effekter, men som kanske inte är direkt tillämpliga för det specifika nationella miljöproblem som ska regleras.

1.4 Utmaningar med att identifiera smudging och dess potentiella effekter på policysbeslut

Att undersöka förekomsten av *smudging* är utmanande av flera skäl. För det första är det ofta svårt att identifiera finansieringskällor eller författarnas institutionella tillhörighet, vilket försvårar möjligheten att skilja mellan industrirelaterad och akademisk forskning. Även när finansieringskällor redovisas kan metodologiska skillnader mellan studier vara subtila, och snedvridning kan introduceras i flera steg, från studiedesign till tolkning av data. En annan komplikation är att både industrin och akademien kan producera högkvalitativ, mångsidig forskning, vilket gör det svårt att kategoriskt tillskriva snedvridning enbart baserat på författarnas tillhörighet.

Smudging kan ha betydande påverkan på policybeslut. Tillsynsmyndigheter förlitar sig starkt på vetenskapliga bevis för att motivera nya regler, och partisk information kan leda till regleringsförseningar, försvagade regleringar eller alltför strikta policys. Till exempel kan industrin framgångsrikt fördröja regleringar genom att skapa tvivel kring allvaret i miljörisker, medan akademiska forskare eller miljöorganisationer kan driva på för stränga regleringar baserat på selektivt presenterade risker. Detta skapar ett komplext landskap där beslutsfattare måste navigera mellan konkurrerande intressen, ofta utan tydliga indikatorer på vilken information som inte är partisk.

1.5 Projektets bidrag till vetenskap och policy

I det här projektet bidrar vi till den vetenskapliga och policyrelaterade litteraturen genom att analysera följande forskningsfrågor:

1. Finns det systematiska skillnader mellan resultat i akademisk litteratur och industrirelaterad litteratur (så kallad *smudging*) och i så fall, hur stor är smudging-effekten?
(kap. 2.2–2.4)
2. Påverkas tillsynsmyndigheter av smudging-effekten? Om så är fallet, genom vilka kanaler?
(kap. 2.3, 2.4 och 3)
3. Om smudging påverkar sannolikheten att implementera miljöregleringar och stringensen i regelverken, vilka policyåtgärder krävs för att korrigera för effekten av smudging?
(kap. 2.4 och 4)

För att underlätta läsningen presenteras analysen i tre huvudkapitel (*kap. 2–4*) som behandlar dessa forskningsfrågor. Det är emellertid naturligt att samtliga fem studier är kopplade till flera av frågeställningarna. För att göra det enkelt för läsaren att knyta metod till resultat, särskilt med tanke på de olika metoder som används i kapitlen, inleds varje kapitel och underkapitel med en metodbeskrivning.

2. Snedvridningar förekommer i både forskning och reglering av kemikalier

2.1 Övergripande metod för kapitel 2

De följande tre underkapitlen undersöker förekomsten av systematiska skillnader mellan resultat i akademisk litteratur och industrirelaterad litteratur. För detta syfte utförde vi en omfattande textanalys. Textanalysen gjordes på en stor del av den vetenskapliga litteratur som publicerats av det toxikologiska och ekotoxikologiska forskarsamhället under de senaste två decennierna. Vi skapade omfattande databaser som inkluderar samband mellan publikationerna och deras metadata och resultat, inklusive rapporterade toxikologiska effekter såsom kemikalier, organismer och slutpunkter. Publikationsdata och metadata samlades in från databaser som NCBI PubMed. Algoritmer för textanalys användes för att klassificera varje publikation baserat på var de utfördes: universitet, kontraktslaboratorium och/eller i samarbete med företag.

Information om toxikologiska effekter samlades in genom att kombinera data från biologiska databaser som USEPA:s ECOTOX, EFSA:s OpenFoodTox och EU:s REACH-databas. Informationen i de samlade databaserna användes för att undersöka om det fanns en smudgingeffekt och dess storlek genom att:

1. Kvantitativt uppskatta smudging-effektens storlek för enskilda kemikalier genom att jämföra toxikologiska effekter från studier utförda av antingen forskargrupper med anknytning till universitet eller forskare kopplade till industrin.
2. Undersöka om den bedömda vetenskapliga kvaliteten på industrinära publikationer skiljde sig från de som producerades vid universitet, genom att jämföra hur studierna används och bedöms vid reglering av skadliga ämnen.

Sammantaget gjorde dessa steg det möjligt att både kvalitativt och kvantitativt karakterisera smudging-effekten över tid.

2.2 Industri och akademi skiljer sig i vad som studeras och hur det studeras

Kapitlet baseras på studien Kristiansson, E., Coria, J., Gunnarsson, L. and Gustavsson, M., (2021): Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution?—A twenty-year perspective. *Environmental Science & Policy*, 126, pp. 90–98.

2.2.1 Inledning

Kapitlet undersöker huruvida det finns gap och snedvridningar i den vetenskapliga kunskapen om potentiellt skadliga kemikalier. Analysen fokuserar på de senaste två decenniernas publicerade litteratur.

Även om den vetenskapliga kunskapsbasen växer är det inte självklart i vilken utsträckning den täcker den stora mångfald av antropogena kemikalier som finns i miljön idag (NORMAN EMPODAT Database, 2020). Utformningen av forskningsprojekt påverkas i hög grad av tillgänglig finansiering och få projekt är speciellt inriktade på att tillgodose samhällets behov genom att fokusera på de kemikalier som kan ha en negativ inverkan på ekosystemen. En betydande del av den vetenskapliga kunskapen genereras dessutom av företagsskapade eller företagsfinansierade forskningsprojekt, som, jämfört med den forskning som vanligtvis bedrivs vid universitet, helt eller delvis drivs av en kommersiell agenda (Benbrook, 2019; Boone et al., 2014). Sammanfattningsvis finner studien att det skett en förskjutning av forskningsfokus från växtskyddsmedel till läkemedel, och att forskningsfokuset generellt ligger på ett endast litet antal kemikalier, samt att företagsassocierade publikationer dominerar för vissa kemikalier.

2.2.2 Metod

Genom textutvinning av bibliometriska data och metadata från hundratusentals publikationer har vi genererat tidsserier sedan år 2000 som beskriver publiceringstrender för kemikalier i vetenskapliga artiklar inom ekotoxikologi.

Totalt valdes 18 928 kemikalier ut för denna studie från fyra olika databaser som innehåller information om föreningar som för närvarande används, eller tidigare har använts eller producerats, inom samhället: 1) kemikalier registrerade vid Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) enligt Europeiska unionens (EU) kemikalie-lagstiftning REACH; 2) för närvarande godkända och icke godkända aktiva ingredienser från växtskyddsmedel (PPP) inom EU registrerade hos Europeiska livsmedels-säkerhetsmyndigheten (EFSA); 3) för närvarande godkända och icke godkända aktiva ingredienser av biocider inom EU registrerade hos ECHA; och 4) läkemedel godkända av USA (US) Food and Drug Administration (FDA). För varje kemikalie extraherades de tio vanligaste kemikalienamnen från PubChem (Sayers et al., 2020), vilket resulterade i totalt 132 518 kemikalienamn. Vetenskapliga artiklar som publicerats i 15 ansedda internationella vetenskapligt granskade ekotoxikologiska tidskrifter under de senaste 20 åren (2000–2019) samlades in från PubMed. Detta resulterade i 131 227 artiklar, där titeln, syntesen, nyckelorden och kemikalielistorna genomsöktes för förekomsten av något av kemikalienamnen. Totalt hittades 93 383 artiklar som innehöll 153 964 förekomster av totalt 3 682 icke-redundanta kemikalier.

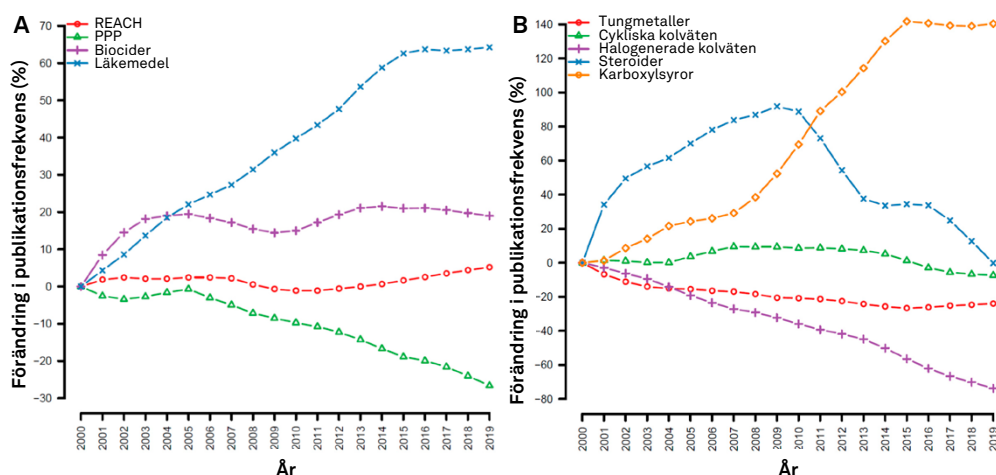
Den aktuella studien är baserad på analys av bibliometriska data och blev möjlig genom att använda kombinerad information insamlad från flera datakällor. Det bör dock påpekas att en stor del av dessa data har sammanställts av flera aktörer över många år och det är därför sannolikt att de innehåller fel och inkonsekvenser som kan påverka våra resultat. Ett exempel är den icke-standardiserade notationen av kemikalier som används av det vetenskapliga samfundet. Även om majoriteten (78,4 %) av de publikationer som publicerats under de senaste åren deklarerar en "lista över kemikalier", används för endast en minoritet (5,0 %) av de listade kemikalierna en systematisk nomenklatur, t.ex. CAS- eller EC-nummernotation.

Detta problem hanterades genom att också analysera publikationernas sammanfattning, för de tio mest populära kemikalinamnen.

2.2.3 Resultat och diskussion

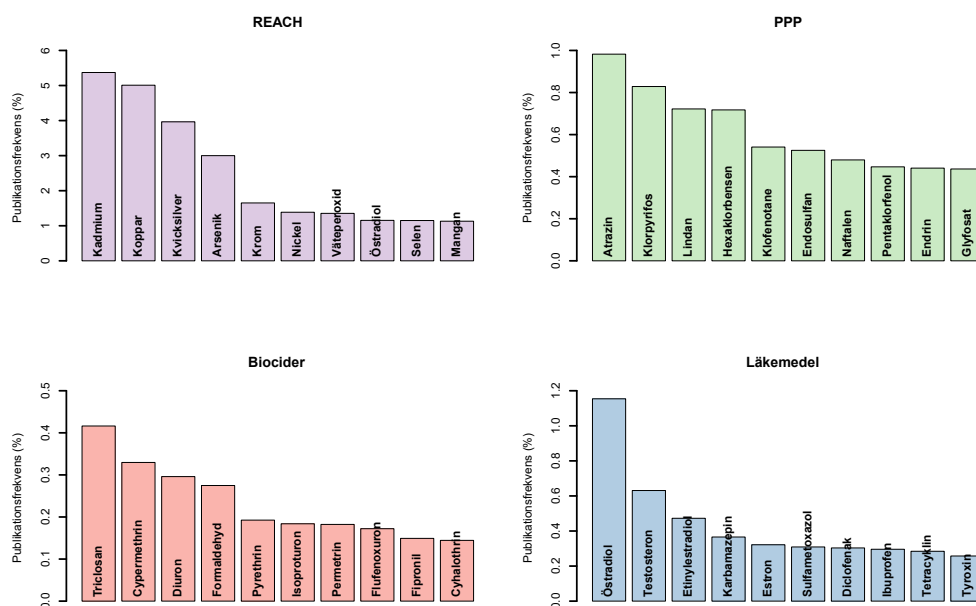
2.2.3.1 FÖRSKJUTNING AV FORSKNINGSFOKUS: FRÅN VÄXTSKYDDSMEDEL TILL LÄKEMEDEL

Vi fann att publikationsmönstren relaterade till kemisk miljöförorening har förändrats avsevärt under de senaste tjugo åren (Figur 1). Dessa trender kan ses på en bred nivå, där läkemedel (och växtskyddsmedel) visade en stor relativ ökning (respektive minskning) i publikationsfrekvens. Dessutom visade flera klasser av kemikalier starkt ökande (t.ex. karboxysyror) eller minskande (t.ex. halogenerade kolväten) publikationstrender. Förändringar kunde också identifieras för enskilda kemikalier, och exempelvis finns flera kemikalier som gått från att inte nämnas alls för tjugo år sedan, till att idag vara vanligt förekommande i ekotoxikologiska forskningsstudier.



Figur 1. Tidstrender som beskriver förändringar i publiceringsfrekvenser för a) användningskategorier och b) MeSH-klasser av kemikalier. Kurvorna motsvarar den årliga förändringen av publiceringsfrekvensen i förhållande till ett referensvärde beräknat som medianen för publiceringsfrekvensen mellan 2000 och 2004. Kurvorna är utjämnade för att minska de årliga fluktuationerna. I (a) motsvarar de röda (cirkel), gröna (triangeln) och lila (plus) kurvorna kemikalier som är: registrerade enligt REACH, växtskyddsmedel (PPP) respektive biocider som är registrerade av EU. Den blå kurvan (krysset) motsvarar FDA-godkända läkemedel. I (b) motsvarar kurvorna de fem kemiska klasser med högst publiceringsfrekvens.

Dessa förändringar i publikationsmönster beror sannolikt på flera faktorer. Ekotoxikologi påverkas, likt andra forskningsfält, av statlig och/eller industrispecifik finansiering vilken ofta riktas mot nya föroreningar som anses särskilt problematiska. Detta har till exempel varit fallet för läkemedelsrester i miljön, som har sett flera riktade finansieringsinsatser under de senaste två decennierna (Europeiska kommissionen, 2009). Det finns också tekniska aspekter som påverkar vilka kemikalier som kan studeras. Till exempel har metoder för analytisk kemi förbättrats och kan idag användas för att hitta kemikalier i låga koncentrationer av ng/L i vattenmiljöer (Acena et al., 2015; Hernández et al., 2019). Sådana låga detektionsgränser är väsentliga för studier av mycket potenta föroreningar, såsom syntetiska steroider och pyretroider (Adeel et al., 2017; Tang et al., 2018).



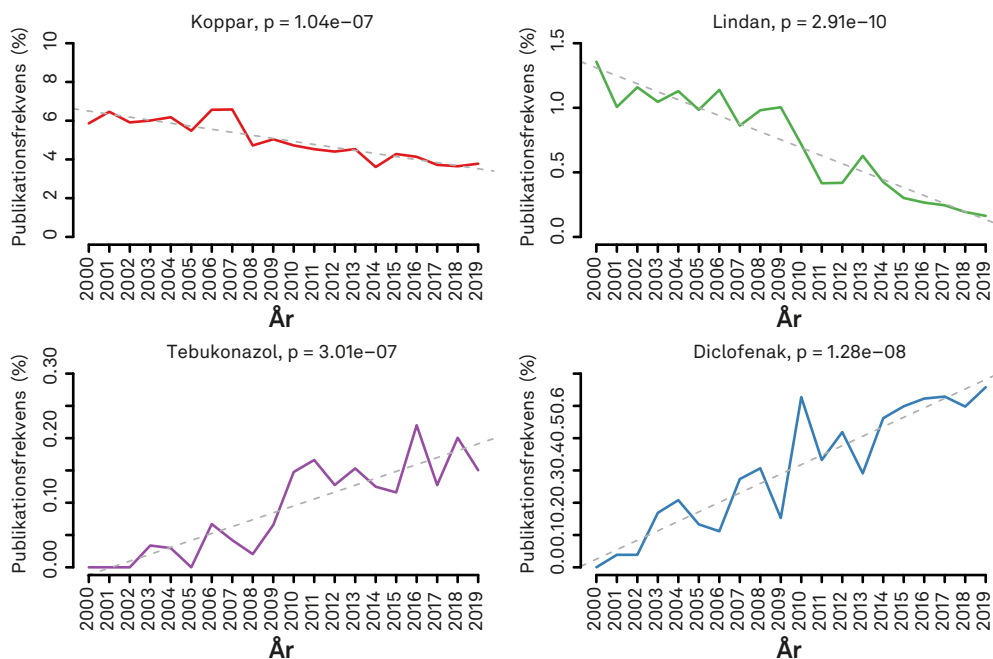
Figur 2. De 15 vanligast förekommande kemikalierna i de fyra kategorierna a) REACH, b) växtskyddsmedel (PPP), c) biocider och d) läkemedel. Publiceringsfrekvensen (y-axeln) beräknas utifrån det årliga antalet publikationer mellan 2000 och 2019. För panelerna b, c och d inkluderades endast kemikalier med primär användning inom respektive kategori.

Våra resultat antyder också att publikationsmönstren påverkas av lagstiftning och politiska beslut: flera av de kemikalier som har den snabbast minskande publikationsfrekvensen har blivit förbjudna eller införda på regulatoriska övervakningslistor under de senaste tjugo åren – vilket indikerar att det finns tillräcklig information för att fatta betydande politiska beslut. Detta visar också på samspelet mellan samhällsintresser och det vetenskapliga samfundet, där forskare ändrar sitt fokus mot kemikalier där kunskap är mer påkallad (Kirchhoff et al., 2013). Baserat på den observerade minskningen i publikationsfrekvens är denna process dock relativt långsam och, enligt våra resultat, verkar den sträcka sig över åtminstone ett decennium.

På grund av de många faktorer som påverkar ekotoxikologisk forskning finns det ingen garanti för att den genererade vetenskapliga kunskapen möter samhällets behov. Våra resultat visade särskilt att ett stort antal kemikalier under de senaste tjugo åren endast nämnts endast ett fåtal gånger eller inte alls (Figur 2; 3; 4; Tabell 1).

Tabell 1. De 15 kemikalier som har störst ökning eller minskning av publiceringsfrekvensen över tid.

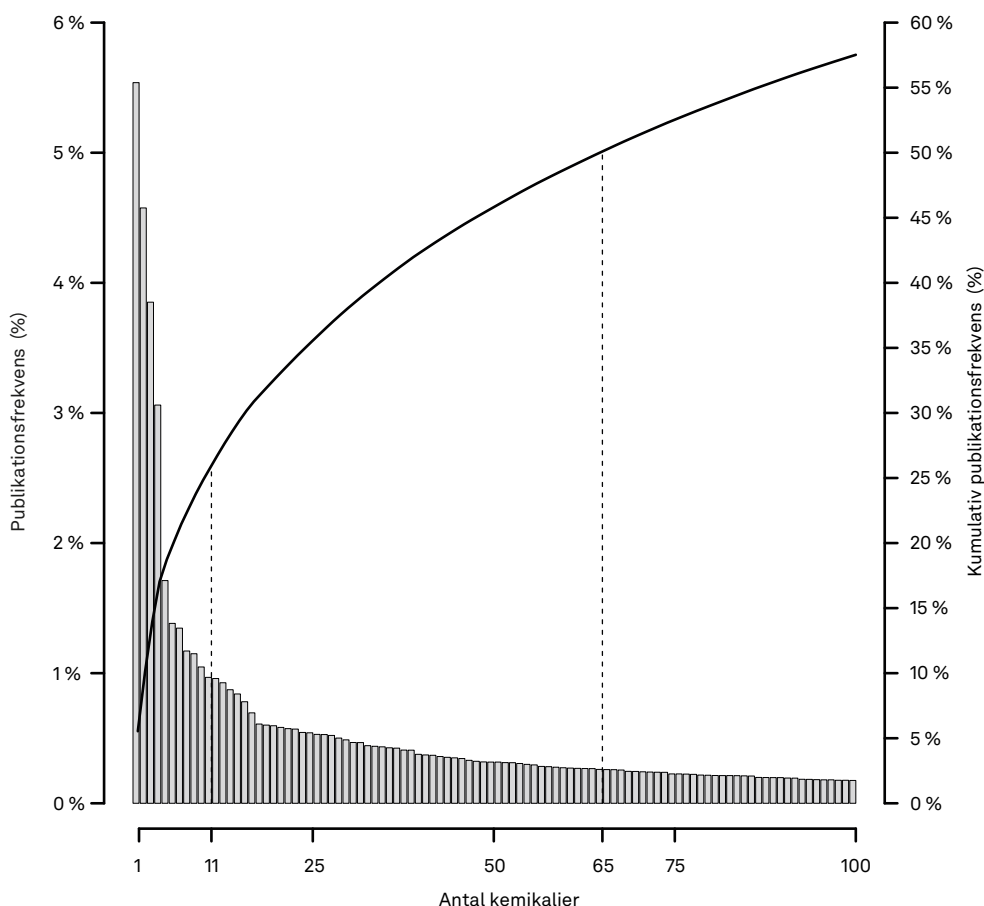
Kemikalie	CAS-nummer	Kategori ^a	MeSH-klass	Publikationer (#)	Trend (pe/år) ^b	P-värde
Ciprofloxacin	85721-33-1	Läkemedel	Hetrocykliska föreningar	435	0.028	8.70×10^{-11}
Norfloxacin	70458-96-7	Läkemedel	Hetrocykliska föreningar	161	0.011	2.02×10^{-10}
Lindan	319-84-6	PPP, läkemedel	Halogenerade kolväten	886	-0.062	2.91×10^{-10}
Pentaklorfenol	87-86-5	PPP	Cykliska kolväten	625	-0.039	3.56×10^{-10}
Sulfametoxazol	129378-89-8	Läkemedel	Anilinföreningar, sulfonamider, sulfoner	555	0.033	5.03×10^{-10}
Klordan	5103-74-2	PPP	–	476	-0.027	2.09×10^{-9}
Acetaminofen	103-90-2	REACH, läkemedel	Anilider, anilinföreningar	333	0.020	3.33×10^{-9}
Diclofenak	15307-86-5	REACH, läkemedel	Karboxylsyror	515	0.029	1.28×10^{-8}
Atrazin	102029-43-6	REACH, PPP	Triaziner	1239	-0.043	5.04×10^{-8}
Endrin	72-20-8	PPP	Halogenerade kolväten	781	-0.035	7.27×10^{-8}
Ceriumoxid	1306-38-3	REACH	–	143	0.010	1.00×10^{-7}
Koppar	7440-50-8	REACH, biocid	Tungmetaller, övergångselement	6 747	-0.157	1.04×10^{-7}
Karbamazepin	298-46-4	Läkemedel	Hetrocykliska föreningar	603	0.036	1.95×10^{-7}
Tetracyklin	60-54-8	REACH, läkemedel	Cykliska kolväten, naftalener	548	0.031	2.04×10^{-7}
Tebukonazol	107534-96-3	REACH, PPP, biocid	–	161	0.011	3.01×10^{-7}

^a PPP = växtskyddsmedel,^b procentenheter per år

Figur 3. Tidstrender som beskriver publiceringsfrekvensen mellan 2000 och 2019 för fyra utvalda kemikalier: a) koppar, b) lindan, c) tebukonazol och d) diklofenak. Publiceringsfrekvenserna (y-axeln) har beräknats för varje år. Den streckade linjen beskriver den övergripande trenden och uppskattades genom linjär regression.

2.2.3.2 GENERELLT FOKUS PÅ ETT LITET ANTAL KEMIKALIER

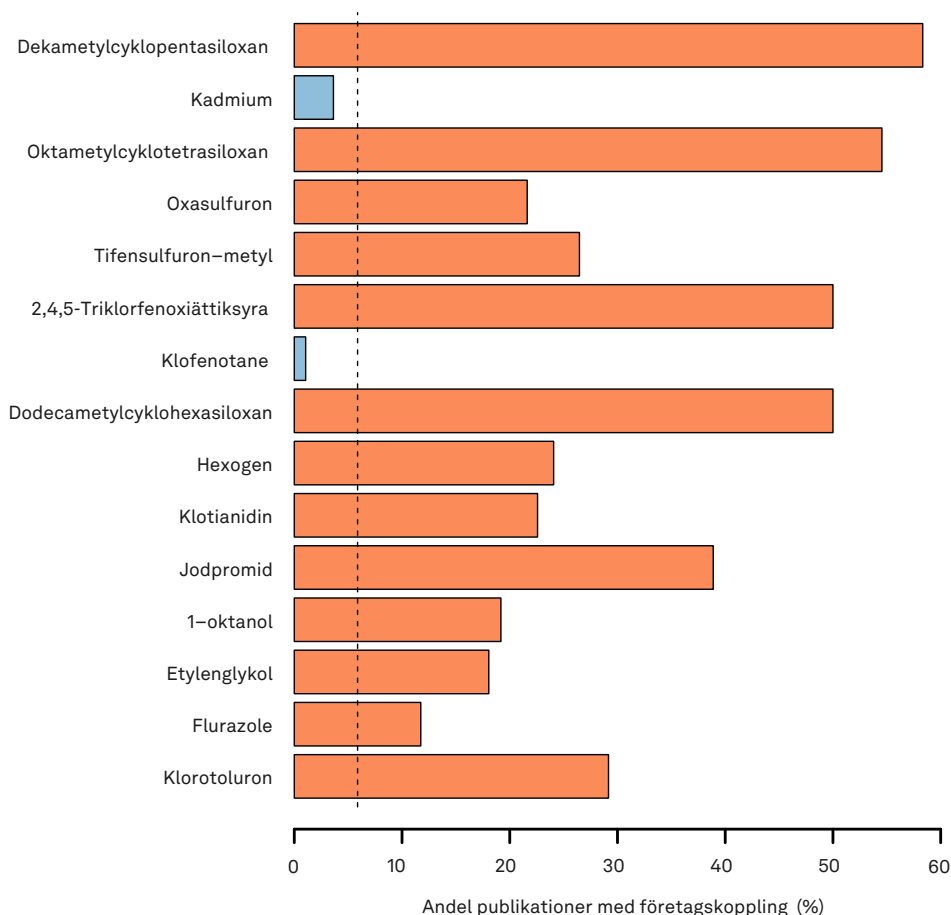
Det finns en "outforskad" del av kemikaliesfären som innehåller kemikalier vars ekotoxikologiska aspekter inte har behandlats av det vetenskapliga forskarsamhället (Figur 4). Flera studier har föreslagit att en potentiell miljöpåverkan inte kan uteslutas för många av dessa kemikalier (Gustavsson et al., 2017; Scheringer, 2017; Strempel et al., 2012; Wang et al., 2020).



Figur 4. Publiceringsfrekvensen för de 100 mest nämnda kemikalierna. Fördelningen är mycket skev med en enda kemikalie som motsvarar nästan 5 % av alla förekomster. Den svarta linjen beskriver det kumulativa antalet förekomster mätt i procent. De streckade linjerna motsvarar de punkter där det kumulativa antalet förekomster når 25 % respektive 50 %.

Många kemikalier uppvisade en stor andel företagsrelaterade publikationer medan universitetsbaserade studier var underrepresenterade (Figur 5). Detta indikerar att, på grund av olika incitament, det finns en risk att den genererade kunskapen för dessa kemikalier kan vara partisk vilket kan leda till olämpliga eller inkonsekventa policybeslut (Boone et al., 2014).

2.2.3.3 FÖRETAGSASSOCIERADE PUBLIKATIONER DOMINERAR FÖR VISSA KEMIKALIER



Figur 5. De 15 mest överrepresenterade (orange) och underrepresenterade (blå) kemikalierna i företagsrelaterade publikationer. För varje kemikalie motsvarar stapeln andelen företagsrelaterade publikationer. Kemikalierna sorteras baserat på signifikans enligt Fishers exakta test. Resultat för alla kemikalier är tillgängliga i den publicerade artikeln.

2.2.4 Slutsatser

Heltäckande och objektiv information om potentiellt skadliga kemikalier är avgörande för en sund riskbedömning och för att undvika negativa externaliteter från kemikalieindustrin. Så som det teoretiska ramverket indikerar har industrin relativt lägre incitament att tillgängliggöra information om negativa effekter, jämfört med vad som skulle behövas för att tillgodose samhällets intresse.

I denna studie undersökte vi den vetenskapliga kunskapen om kemiska miljöföroreningar som genererats av forskarsamhället under de senaste två decennierna. Resultaten visar att denna kunskap är starkt koncentrerad till ett fåtal kemikalier, särskilt tungmetaller, där 65 kemikalier står för hälften av alla studier i den vetenskapliga litteraturen. Det finns många kemikalier för vilka det finns lite eller ingen kunskap, eller där forskningen huvudsakligen genereras av företag. Detta väcker oro över att regleringar ger otillräckliga incitament för forskningen att producera och tillgängliggöra nödvändig kunskap för riskbedömning. Vidare fann vi att publika-

tionsmönstren relaterade till kemisk miljöförorening har förändrats avsevärt under de senaste tjugo åren, där läkemedel (och växtskyddsmedel) visade en stor relativ ökning (respektive minskning) i publikationsfrekvens. Vi visar också att företagsanknuten forskning hade ett tydligt annorlunda publiceringsmönster jämfört med forskning som enbart genererades vid universitet. Till exempel för vissa kemikalier domineras den totala samlade kunskapen av forskning från industrin.

Vår slutsats är att det behöver utvärderas hur regleringar kan förändras för att öka incitamenten för förbättrad tillgänglighet av information om ett stort antal kemikalier där kunskap fortfarande saknas och att en fortsatt expansion av fältet ekotoxikologi kommer att vara nödvändig för att möta den ständigt ökande mångfalden av kemikalier som används i samhället. Ökade incitament är nödvändiga eftersom fältet behöver fortsätta expandera för att säkerställa att behovet av oberoende och objektiv vetenskaplig kunskap – som samhället efterfrågar – tillgodoses på rätt sätt. Sammantaget understryker våra resultat behovet av att generera vetenskaplig information för fler kemikalier och att anpassa den genererade kunskapen närmare till samhällets behov.

2.3 Snedvriden kunskap, snedvriden regleringen av kemikalier: Resultat från REACH

Kapitlet baseras på en studie genomförd av Mikael Gustavsson, Jessica Coria och Erik Kristiansson.

2.3.1 Inledning

Det föregående kapitlet fokuserade på tillgången till objektiv och heltäckande information om riskfulla kemikalier, i litteraturen generellt. I analysen som följer tar vi vidare den analysen, för att utröna gap och snedvridningar specifikt i den information om riskfulla kemikalier som utgör beslutsunderlag för reglering i EU-lagstiftningen REACH.

REACH-registrering kräver information om ett ämnes inneboende egenskaper. Företag som tillverkar och importerar kemikalier till EU/EES ansvarar för att deras produkter används på ett säkert sätt. Som registranter måste de bedöma om deras kemikalier kan orsaka negativa effekter på människors hälsa och miljön. Detta görs på grundval av tillförlitliga testresultat eller genom alternativ information som är vetenskapligt motiverad.

Enligt REACH-förordningen ska registranterna utarbeta ett registreringsunderlag ("registreringsdata"). Den består av teknisk dokumentation och, i förekommande fall, en kemikaliesäkerhetsrapport som sammanfattar resultaten av en kemikaliesäkerhetsbedömning. När ekotoxikologiska test genomförs av regulatoriska anledningar, exempelvis för registrering av kemikalier under REACH, används vanligen standardiserade protokoll, ofta föreslagna av Organisationen för Ekonomiskt Samarbete och Utveckling (OECD). Studier genomförda enligt sådana protokoll ges stor vikt när slutsatser om kemikaliers giftighet skall dras.

De ekotoxikologiska testerna bestämmer vanligtvis "koncentrationer utan observerbar effekt" ('no observed effect concentration', NOEC) eller de koncentrationer där en 50 %-ig effekt kan ses (EC50). Men för miljöeffekter som inte täcks av

standardiserade tester blir det subjektivt vad som bestäms vara ”god vetenskap”. Till exempel kan meningsskiljaktigheter påverka vilka studier som anses vara relevanta eller tillförlitliga, vilket exempelvis har setts både för läkemedlet diklofenak och herbiciden glyfosat.

Denna studie analyserar, på flera olika sätt, vilken typ av data som produceras och av vem, snedvridningar mellan registrerings- och vetenskapliga data, samt snedvriden inkludering av vetenskapliga publikationer i REACH-underlag. Sammanfattat kommer vi fram till följande serie av resultat: Det finns vissa indikationer på systematisk snedvridning av uppgifter i REACH-registreringen. Både företag och akademi fokuserar på få kemikalier. REACH missar stora mängder vetenskapliga data. REACH-dossierer har en överrepresentation av företagsanknuten forskning. Det finns en underrepresentation av mindre citerade studier. REACH förbiser i viss mån studier som indikerar hög toxicitet. Det förekommer över- och underrepresentation av kemikalier i företagsstudier. Akademiska studier rapporterar ofta högre toxicitet, samtidigt som akademiska data i allt mindre grad bestäms enligt standardiserad metoder.

2.3.2 Metod

Brist på data försvårar ofta analyser av snedvridningar inom reglering på kemikalieområdet. När det gäller miljöeffekter på vattenlevande organismer finns dock betydande data tillgängliga och därför bygger denna studie på sådan data. Inom ramen för projektet skapades en omfattande databas från flera källor, bland annat från amerikanska miljöförvaltningsmyndigheten (US EPAs) ECOTOX databas, REACH-dossierer och data sammanställd av Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet EFSA. ECOTOX, innehåller nästan 12 miljoner datapunkter. REACH-underlagen, som företag rapporterar in, innehåller cirka 0.7 miljoner datapunkter, och EFSA har 6,000 datapunkter som är specifikt inriktade på växtskyddsmedel. Totalt samlades 914 944 ekotoxikologiska datapunkter relaterade till vattenmiljön in. Majoriteten (670 877) kom från vetenskaplig litteratur, medan 244 067 kom från registreringskrav. Den insamlade datan genomgick omfattande kurering, bland annat för att standardisera enheter, artnamn och mätvärden men också för att ta bort dubletter.

Data klassificerades utifrån dess ursprung: ”registrering” eller ”vetenskaplig”, där generellt sett den senare avser data utom registreringsdatan. REACH- och EFSA-data betraktades som registreringsdata om de ej hade en specifik vetenskaplig källa inrapporterad, medan data från ECOTOX antogs vara vetenskaplig, med undantag för ett fåtal poster där Amerikansk registreringsdata lyfts in i sin helhet. Bibliometrisk information samlades in för att klassificera författartillhörigheter som antingen universitets-, företags- eller myndighetsbaserad. För tydlighetens skull redogörs för ytterligare metod under respektive avsnitt.

Vi undersökte potentiella skillnader i rapporterad toxicitet mellan registreringsdata enligt REACH och vetenskapliga studier. REACH reglerar kemikaliers säkerhet i Europa, där ett nyckelvärde är Predicted No Effect Concentration (PNEC), som anger den högsta koncentration utan förväntade miljöeffekter. PNEC härleds från de känsligaste arterna och testerna, med säkerhetsfaktorer för osäkerhet. Företag som rapporterar data inom REACH tilldelar en Klimisch-poäng (1–4) för studiers tillförlitlighet, där endast poäng 1 normalt används för PNEC-bedömning. Många vetenskapliga studier uppfyller dock inte REACH:s krav. Exempelvis utförs sällan, eller aldrig,

vetenskapliga studier i laboratorier med certifieringen Good Laboratory Practice (GLP). Klimisch-systemet förespråkar GLP, och GLP rekommenderas även inom REACH.¹ Som följd prioriteras vetenskaplig data ofta lågt i REACH-registreringen. Studien undersöker om företag kan manipulera toxicitetsrapportering genom att ge lägre Klimisch-poäng till studier med högre toxicitet, vilket kan resultera i en mindre skyddande PNEC. En tysk granskning 2015 visade att endast en av 1,814 REACH-dossierer uppfyllde kraven, vilket tyder på stor rapporteringsfrihet.

Studien analyserar om mer toxiska tester systematiskt får sämre Klimisch-poäng och jämför REACH-data med vetenskapliga studier och EFSA-rapporter, som har striktare krav och fokus på växtskyddsmedel.

Tre huvudfrågor undersöks: (1) Skiljer sig Klimisch 1-studier systematiskt i toxicitet? (2) Skiljer sig EFSA-data systematiskt i toxicitet? (3) Får försök som visar på högre toxicitet oftare lägre tillförlitlighetspoäng?

För att besvara dessa frågor jämförde vi data från REACH, ECOTOX och EFSA. Data grupperades efter art och studielängd (Tabell 2), och median-toxiciteten per kemikalie beräknades för Klimisch 1-studier (Figur 6a) och EFSA-data (Figur 6b). Varje datapunkt dividerades sedan med medianen för sin respektive grupp och kemikalie för rättvis jämförelse av förhållandet däremellan. Endast relevanta studielängder och effekter enligt REACH inkluderades. Analysen tar även hänsyn till att inrapporterad kan vara antingen för ingen effekt (NOEC), eller 50 % effekt (EC50) och medianer och jämförelser gjordes enbart för samma effektstorlekar. Genom att analysera dessa förhållanden bedömdes om mindre tillförlitliga studier oftare rapporterar högre toxicitet och om Klimisch 1-data är tillräckligt konservativa eller mer skyddande.

2.3.3 Resultat and Diskussion

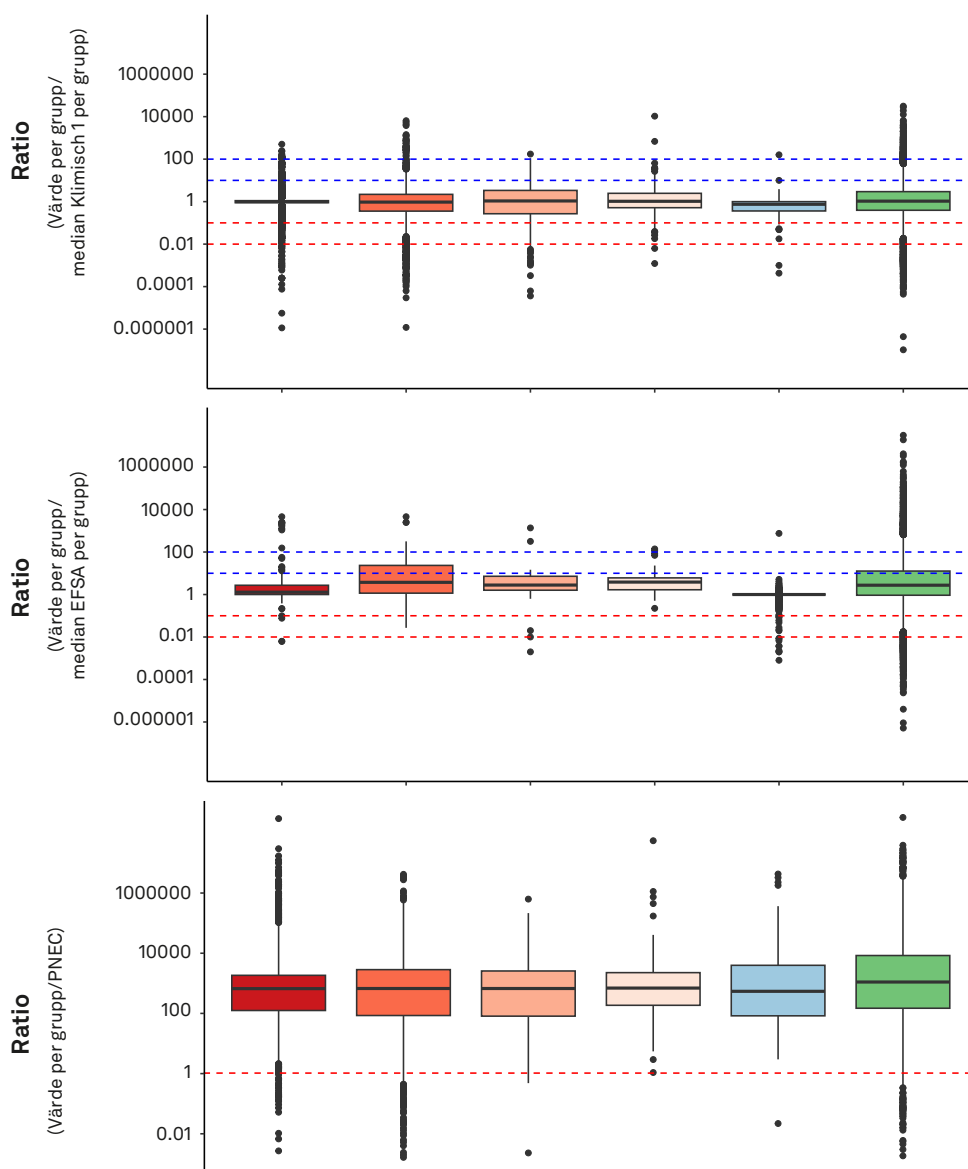
Nedan redogörs för resultaten av analysens många ansatser. Sammanfattningsvis pekar resultaten på att beslutsunderlagen för REACH har flera gap och att de är delvis snedvridna. Först, visar analysen att mediankvoterna för alla dataset är likartade, men att det finns betydande variationer mellan enskilda studier (Figur 6a–c). Vissa studier visar avvikelser, där lägre Klimisch-poäng (t.ex. Klimisch 2) tenderar att rapportera högre toxicitet än Klimisch 1-studier. Noterbart är att 12,4 % av Klimisch 2-data indikerade att Klimisch 1-studier kanske inte är tillräckligt skyddande, medan endast 6,1 % indikerade att Klimisch 1-data var alltför konservativa. Denna asymmetri tyder på att data för Klimisch 2 inte bara varierar mer än för Klimisch 1 utan också ofta indikerar högre toxicitet (Bilaga 8 beskriver de följande stegen i analysen).

¹ REACH Article 13/4: "Ecotoxicological and toxicological tests and analyses shall be carried out in compliance with the principles of good laboratory practice provided for in Directive 2004/10/EC or other international standards recognised as being equivalent by the Commission or the Agency and with the provisions of Directive 86/609/EEC, if applicable."

Tabell 2. Gruppering av data. Förkortningar för effekter, (följandes ECOTOX standard):
DVP = development/utveckling, GRO = growth/tillväxt, ITX = intoxication/förgiftning,
MOR = mortality/dödlighet, MPH = morphology/morfologi, POP = population/population,
REP = reproduction/reproduktion.

Grupp	Art grupp	Studie-längd min–max [dagar]	Effekter
Fisk akut	Fisk	1–14	MOR
Fisk kronisk	Fisk	14–31	MOR, ITX, DVP, GRO, REP, MPH, POP
Akvatisk invertebrat akut	Crustacea	1–7	MOR, ITX
Akvatisk invertebrat kronisk	Crustacea	7–31	MOR, ITX, DVP, REP, MPH, POP
Alg akut	Alg	1–7	POP, GRO
Alg kronisk	Alg	7–31	POP, GRO

Vi drar slutsatsen att även om det finns få bevis för systematisk manipulation av data i registreringsprocessen, finns det specifika fall där företag kan ha tilldelat sämre Klimisch-poäng till studier som rapporterar högre toxicitet. Det krävs dock ytterligare studier som analyserar de inrapporterade motiveringarna till de lägre poängen för att dra slutsatser kring anledningen till detta mönster. Dock syns en tydlig underrapportering av vetenskapliga data i registreringsprocessen, troligen på grund av att dessa studier inte uppfyller de stränga standarder som föredras i REACH-registrering. Variationen i vetenskapliga data är förväntad, eftersom dessa studier ofta utförs på icke-standardiserade sätt.



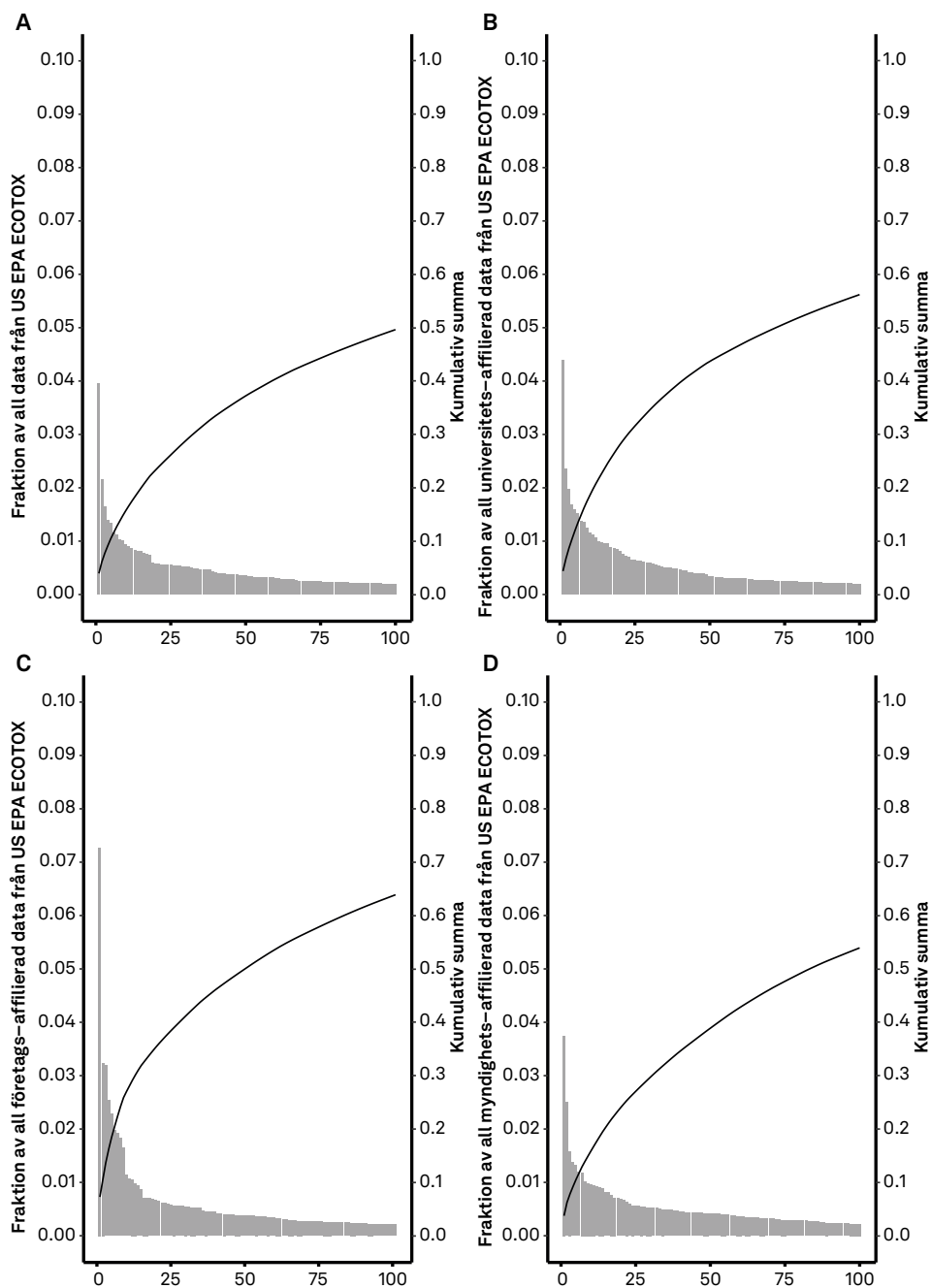
Figur 6 a–c. Skillnad i toxicitetsdata given olika Klimisch-poäng i respektive REACH-dossier, samt från EFSA och vetenskaplig litteratur. Tillförlitlighet från vänster till höger i figuren, 1 (tillförlitlig utan restriktioner), 2 (tillförlitlig med restriktioner), 3 (inte tillförlitlig), 4 (ej utvärderingsbar), från EFSA, från vetenskaplig studie. För a och b beräknas samtliga kvoter för toxicitetsdata från samma ämne, art- och studielängds-grupp. Kvoter lägre än 1 tillhör således rapporterade data av samma typ, för samma kemikalie som är lägre än motsvarande medianvärde. De blå linjerna representerar att kvoten är högre än medianen med en faktor på 10 respektive 100. De röda linjerna representerar kvoter som är lägre än medianen med en faktor på 10 respektive 100.

a) Punkt 1: Skillnaden i rapporterade toxicitetsvärden jämfört med median-data med Klimisch-poäng 1. Totalt omfattar figuren 23,512 datapar som täcker 3,331 unika CAS-nummer. Klimisch 1 n = 13,279, Klimisch 2 n = 2,444, Klimisch 3 n = 200, Klimisch 4 n = 211, EFSA n = 73, Science n = 7,305.

b) Punkt 2: Skillnaden i rapporterade toxicitetsvärden jämfört med median-data från EFSA. Totalt omfattar figuren 10,926 datapar som täcker 354 unika CAS-nummer. Klimisch 1 n = 111, Klimisch 2 n = 136, Klimisch 3 n = 23, Klimisch 4 n = 42, EFSA n = 1,162, Science n = 9,452.

c) Punkt 3: Skillnaden i rapporterade toxicitetsvärden jämfört med 'nolleffektskoncentrationen', PNEC. Den röda linjen representerar här förhållandet 1:1 till PNEC. Totalt omfattar siffran 15,280 datapar som täcker 1,600 unika CAS-nummer. Klimisch 1 n = 6,540, Klimisch 2 n = 1,573, Klimisch 3 n = 170, Klimisch 4 n = 167, EFSA n = 57, Science n = 6,773.

Analysen visar också att både företags- och akademiska toxicitetsstudier fokuserar på en liten kemikaliegrupp (Figur 7a–d), långt under de över 25,000 kemikalier som är registrerade under REACH och över 320,000 i EU:s klassificeringsregister. Trots lagkrav fanns i mars 2023 endast 5,858 PNEC-värden för limniskt ytvatten i REACH, vilket innebär att majoriteten av kemikalierna på marknaden saknar information för tillräcklig riskbedömning.



Figur 7 a–d. Publiceringsfrekvensen för de 100 kemikalier med mest tillgänglig toxicitetsdata. Fördelningen är mycket skev och en enda kemikalie motsvarar nästan 5 % av alla förekomster. Den svarta linjen beskriver det kumulativa antalet förekomster mätt i procent. a) Baserat på all data inrapporterad i ECOTOX. b) Baserat på all data inrapporterad i ECOTOX som kommer från universitets-affilierade publikationer. c) Baserat på all data inrapporterad i ECOTOX som kommer från företags-affilierade publikationer. d) Baserat på all data inrapporterad i ECOTOX som kommer från myndighets-affilierade publikationer.

Analysen visar att många REACH-registrerade kemikalier även har toxicitetsdata i ECOTOX, en stor ekotoxikologisk databas. Trots detta har endast 1,992 (22 %) av 9,069 REACH-kemikalier med CAS-nummer poster i ECOTOX. ECOTOX innehåller 341,748 poster som matchar REACH-föreningar, medan REACH endast har 63,035 vetenskapliga datapunkter. Detta tyder på att enbart en liten del av tillgänglig vetenskaplig data används i REACH-registreringar. Vetenskapliga studier i REACH-dossierer har oftare företagsanknytning (10.3 %) än studier i US EPA:s ECOTOX-databas (5.3 %) (Bilaga 1). Detta beror troligen på att företag forskar på sina produkter för att uppfylla regler och att företagssponsrade studier följer lagstadgade riktlinjer, vilket ökar deras chans att inkluderas i REACH.

Vi finner att många ECOTOX-studier med hög toxicitet saknas i REACH-underlagen (Bilaga 3). Totalt är 12 % av relevanta ECOTOX-data lägre än de lägsta REACH-värdena, och 3 % är över 10 gånger lägre. Detta tyder på selektiv inkludering av studier, vilket kan leda till att viktiga data förbises. Mönstret beror troligen på REACH:s fokus på jämförbarhet mellan studier. Samtidigt finns ett uttalat krav att registranterna måste samla in all toxikologisk information om ämnet de registrerar som är relevant och tillgänglig för dem.² Detta krav verkar dock ofta inte vara uppfyllt (se även 2.3.3.3). Vissa kemikalier är kraftigt över- eller underrepresenterade i företagsstudier (Bilaga 4). Exempelvis studeras 3,4-dikloranilin och borsyra oftare av företag, medan kopparsulfat och kvicksilver(II)klorid främst undersöks akademiskt. Detta speglar skillnader i forskningsprioriteringar och motivationer i företags- och akademisk forskning.

Vi jämförde toxicitetsvärden från akademiska och företagsrelaterade studier och fann att medianvärdena var lika. Däremot rapporterade akademiska studier ofta högre toxicitet (lägre minimikoncentration) (Bilaga 5). Detta kan bero på att akademiska studier använder ett bredare spektrum av arter eller känsligare metoder. Jämförelsen är begränsad till data som passar våra rapporterade grupper, och skillnaderna kan därför inte förklaras av mätmetoder. Det är också viktigt att notera att ingen av de studerade grupperna är bundna av definierade protokoll.

Slutligen analyserade vi standardiseringsgraden hos vetenskapliga studier generellt, jämfört med de vetenskapliga studier som inkluderats i REACH-underlagen (Bilaga 6). Information från både REACH- och ECOTOX testades mot aktuella och historiska OECD-protokoll, dels genom att räkna en studie som standardiserad om den publicerade under en riktlinjes aktiva period, och dels genom att räkna en studie som standardiserad om den matchade mot tidigare, eller kommande, riktlinjer. Resultaten visade en minskning av standardiseringsgraden hos vetenskapliga studier generellt under de senaste 30 åren. De vetenskapliga studier som inkluderats i REACH-underlag rapporterar, oavsett publicerings-år, till stor andel (~25 %) resultat från standardiserade tester. De studier som tagits med i REACH-underlagen följer oftast riktlinjer för akuta eller kroniska test med *Daphnia magna*. Standardiserade test från den generella vetenskapliga litteraturen uppvisar inga klara trender över tid i vilka riktlinjer som följts.

² <https://echa.europa.eu/sv/regulations/reach/registration/information-requirements>

2.3.4 Slutsatser

Kapitlet fokuserar på regleringen inom EU-REACH och snedvridningar i data i registreringsunderlag som är ämnade att säkerställa kvaliteten inom kemikaliesäkerhetsbedömningar.

För det första fann vi att företag använder mer standardiserade tester, även i sina vetenskapliga artiklar, vilket är naturlig följd av regleringens utformning. För det andra, i de fall företag och akademi forskar på samma kemikalier med liknande metoder finns det mindre variabilitet och mer ”tillförlitlighet” i studier från företag. Här definieras tillförlitlighet i enlighet med riktlinjer och standardiserade protokoll, avspeglat som Klimich-poäng. Detta gör att tidiga varningssignaler från de vetenskapliga källorna inte tas in i registreringsunderlagen. För det tredje, företag skiljer sig genom att publicera färre extremvärden jämfört med akademiska studier. Den nuvarande praxisen visar en betydande snedvridning, i meningen fler företagsfinansierade studier och en selektiv inkludering av datapunkter, som kanske inte alltid fångar upp den mest känsliga eller relevanta informationen.

Sammanfattningsvis identifierar vi tre huvudsakliga skillnader: forskningsfokus, val av arter och testmetoder. Våra resultat indikerar att en stor del av vetenskaplig kunskap utelämnas. Akademi och företag forskar dessutom på olika sätt, där akademi testar nya teorier och metoder medan företag följer etablerade protokoll.

För att öka tillförlitligheten i bedömningar av kemikaliesäkerhet enligt REACH är det viktigt att bredda omfattningen av de studier som ingår, införliva mer data från oberoende vetenskaplig forskning och se till att alla relevanta datapunkter, särskilt de som indikerar högre toxicitet, beaktas.

Ett första steg för att justera företagets incitament så att skadliga kemikalier minskas är att göra det obligatoriskt att företag registrerar den forskning som redan finns lätt tillgänglig och tabellerad i öppna databaser såsom ECOTOX. I förlängningen kan detta leda till att ECHA ges ett tydligare underlag och lättare kan detektera avvikelser mellan vetenskaplig forskning och standardiserade tester, vilket förhoppningsvis kommer att bidra till att fatta mer välgrundade och skyddande regleringsbeslut.

2.4 Reglering av växtskyddsmedel i Europa: Både konsensus och snedvriden information påverkar

Kapitlet baseras på studie genomförd av Jessica Coria, Mikael Gustavsson och Erik Kristiansson

2.4.1 Inledning

De föregående två kapitlen fokuserade på huruvida den generella kunskapen inom vetenskaplig litteratur, samt beslutsunderlag till EU-regleringen REACH, är balanserad och tillräcklig i omfång. I analysen som följer fördjupar vi analysen. Fokuset är på en fallstudie inom växtskyddsmedel, med en fördjupad analys av gap och snedvridningar i kunskapsunderlag till policybeslut.

Vetenskapen, både företagsbaserad och akademiskt baserad, spelar en allt viktigare roll i politik och beslutsfattande, men det finns olika åsikter om hur och

när vetenskaplig kunskap påverkar dessa processer. En viktig faktor är huruvida det finns vetenskaplig konsensus, vilket definieras som en bred expertöverenskommelse inom ett visst område. Konsensus hjälper beslutsfattare genom att ge en auktoritativ och neutral ståndpunkt, minska allmänhetens osäkerhet och öka stödet för regleringar. Denna effekt är dock starkare bland individer som litar på vetenskapliga institutioner, medan skeptiker inte blir övertygade, oavsett konsensusnivåer.

I denna studie undersöks om vetenskaplig konsensus underlättar reglering av växtskyddsmedel, där beslutsfattande baseras på vetenskaplig evidens. Växtskyddsmedel kan förbjudas om de utgör en risk för hälsan eller miljön, men den vetenskapliga litteraturen om toxicitet varierar ofta, vilket gör att traditionella mått på konsensus inte är tillräckliga. För att ta itu med detta introducerar författarna nya mått, inklusive interkvartilintervall och extremvärdesanalys, som fångar upp spridningen och variabiliteten av resultaten.

Ett problem när det gäller reglering av växtskyddsmedel är den potentiella partiskheten i att förlita sig på data från tillverkaren, vilket kan gynna industrins intressen. PAN Europe (Pesticidåtgärdsnätverket Europa) förespråkar anonyma oberoende granskare för att öka trovärdigheten i riskbedömningar. Fallet med glyfosat illustrerar dessutom hur tillsynsmyndigheter kan komma fram till motsatta slutsatser beroende på vilka beslutsunderlag de prioriterar, vilket belyser påverkan av konfirmeringsbias.

Politiska, ekonomiska och sociala faktorer kan också överskugga vetenskaplig konsensus, vilket försenar införandet av reglering som gynnar folkhälsa och miljö, eller beslut som gynnar ekonomiska intressen framför folkhälsan. I sin andra del analyserar studien dels konsensus mellan grupper (akademi kontra företag), dels växtskyddsmedelskategorier (godkända, förbjudna eller kandidater för substitution), och bägges korrelation med regulatoriska resultat.

Studien har utvecklat nya mått på vetenskaplig konsensus genom att analysera spridningen av vetenskapliga resultat och andelen extremvärden som avviker från genomsnittet. Vår forskning visar att akademiska studier oftare har större spridning, och oftare har extremvärden med alarmerande resultat jämfört med företagsstudier. Vi finner att godkända växtskyddsmedel har mindre spridning i effektkoncentrationerna än förbjudna och CfS-växtskyddsmedel, men ingen signifikant skillnad i förekomsten av extremvärden beroende på regulatorisk status.

2.4.2 Metod

Till skillnad från studier som mäter vetenskaplig konsensus genom andelen experter som håller med om en viss uppfattning, mäter vår forskning konsensus genom att analysera spridningen av resultat i den vetenskapliga litteraturen och om den skiljer mellan akademiska och företagsanknutna studier. Vi hämtar data från flera källor, inklusive EU:s databas för växtskyddsmedel och US EPA:s lista över godkända växtskyddsmedel. Vi kompletterar detta med försäljningsstatistik från EU och USA samt information från Pesticides Properties database (PPDB) om kemikaliernas egenskaper. Vi samlar även in data om kemikaliers strukturella likhet och faroklassificeringar (farliga egenskaper) som är tillgängliga via ECHA:s klassificerings- och märkningsregister (CLP) för att skapa ett faroindex.

För vetenskaplig litteratur använder vi databasen som utvecklades av projektet, som innehåller länkar mellan publikationer, metadata och resultat, inklusive toxikologiska effekter och forskarnas anknytning. Data samlas från NCBI PubMed,

US EPA ECOTOX, EFSA och RTECS, med automatisk textutvinning för att klassificera publikationer och samla in toxikologiska uppgifter. Den sammantagna databasen innehåller därför all tillgänglig data för samtliga 2264 växtskyddsmedel inrapporterade antingen till EFSA eller US EPA. Analysen sker i två steg. Först utvecklar vi ett mått på vetenskaplig konsensus baserat på variationen i effekt-koncentrationer rapporterade av studier på växtskyddsmedel som påverkar känsliga arter. Därefter undersöker vi hur dessa mått varierar beroende på författarnas anknytning samt regulatorisk status för bekämpningsmedlen.

2.4.3 Resultat och diskussion

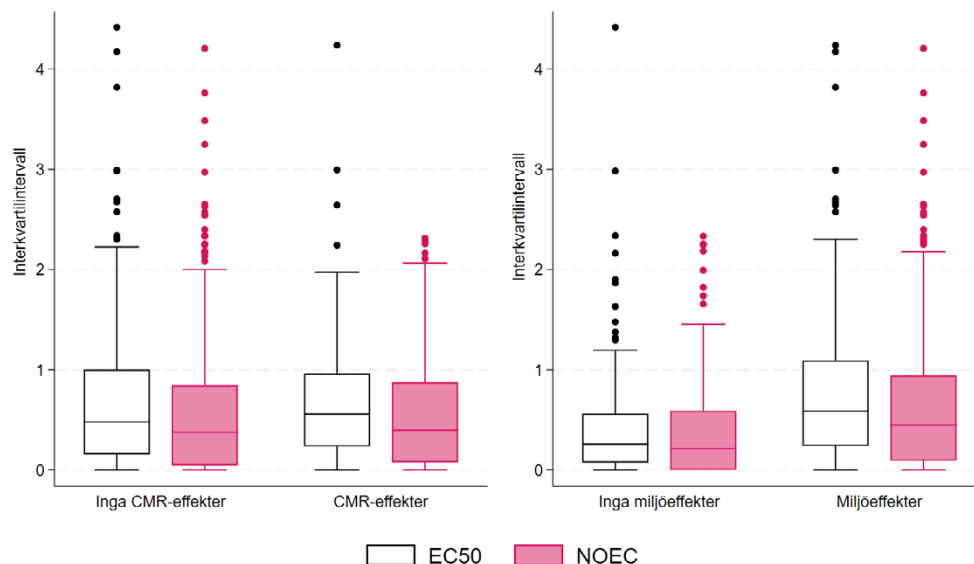
2.4.3.1 VETENSKAPLIG KONSENSUS OCH FORSKARNAS ANKNYTNING

Vi fokuserar på två måtvärden, EC50 och NOEC, för att bedöma kemikaliers toxicitet och miljöpåverkan. EC50 (eng. Effective Concentration 50) är den koncentration som orsakar en effekt hos 50 % av testorganismerna, medan NOEC (eng. No Observed Effect Concentration) är den högsta koncentration utan observerade negativa effekter. Vi beräknar det interkvartila intervallet (IQR) för att fånga dispersionen (dvs hur mycket variabilitet det finns i datan) och identifierar konservativa och alarmistiska extremvärden baserat på deras avvikelse från IQR. Figur 8 visar spridningen av toxikologiska egenskaper baserade på faroklassificering enligt EU:s CLP-förordning. Panel (a) jämför växtskyddsmedel med och utan klassificering för cancerframkallande, mutagena eller reproduktiva effekter (CMR-egenskaper). Panel (b) jämför växtskyddsmedel med och utan klassificering för miljöpåverkan. Med 'miljöpåverkan' avses klassificering av ämnets inneboende miljöfarlighet enligt faroklasserna 4.1 (Miljöfarliga ämnen: Akut toxicitet och Kronisk toxicitet för vattenmiljö) och 4.2–4.4 (farliga effekter kopplade till långlivade och bioackumulerande ämnen), vilka är baserade på ämnets inneboende egenskaper och inte faktisk rapporterad miljöpåverkan.

Vi skiljer mellan CMR-effekter och miljöpåverkan, eftersom de har olika verkningsmekanismer och regleringsprioriteringar. Växtskyddsmedel är utformade för att påverka specifika processer hos skadedjur och är förbjudna inom EU om de uppvisar CMR-effekter, då dessa utgör betydande risker för människors hälsa. Därför kan man förvänta sig mindre variation i resultaten för CMR-effekter. I kontrast, påverkan på miljön är däremot mer komplexa och varierar beroende på arters känslighet, exponeringsnivåer och miljöförhållanden, vilket kan leda till större spridning i resultaten. Genom att analysera dessa kategorier separat kan vi bättre förstå hur vetenskapliga resultat speglar bekämpningsmedlens egenskaper och risker.

Figur 8 visar större spridning för EC50 jämfört med NOEC, vilket beror på att EC50 används för akut toxicitet och kan variera mer beroende på art, miljö och metod, medan NOEC används för kronisk toxicitet och ger mer konsekventa resultat över längre perioder. Analysen visar att förekomsten av CMR-egenskaper inte nämnvärt påverkar spridningen i EC50 och NOEC. Däremot är spridningen större för kemikalier klassificerade med miljöeffekter. Detta kan förklaras av att växtskyddsmedel med hög kronisk toxicitet ofta är utformade med särskilda verkningsmekanismer (såsom olika sätt att angripa skadeinsekter) för att vara effektiva mot målorganismer. Detta leder till stor spridning i toxicitet, eftersom icke-målorganismer ofta är mindre känsliga (och därmed sprider ut distributionen).

Spridningen kan också påverkas av metodologiska skillnader mellan studier, särskilt när känsliga arter som är nära besläktade med bekämpningsmedlets mål-organism inkluderas.

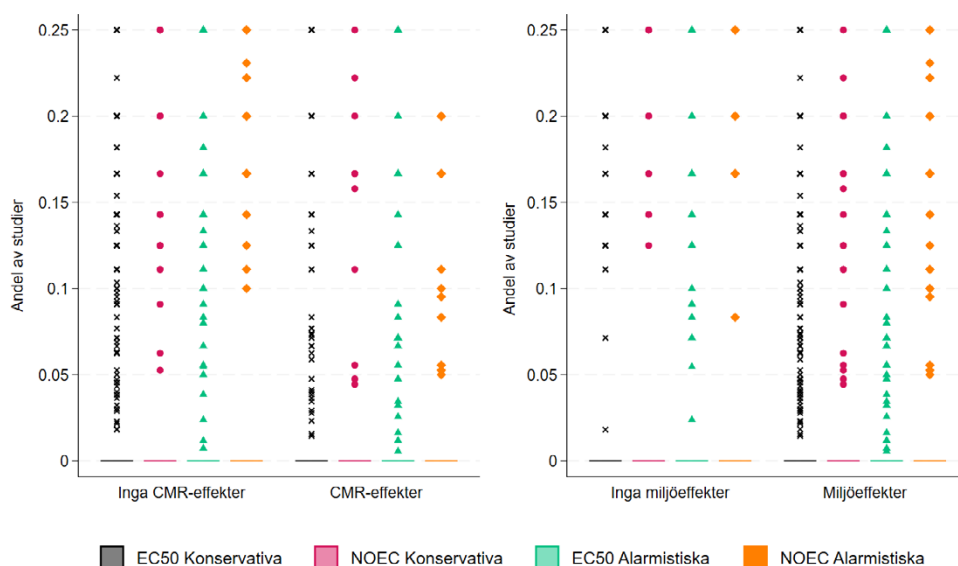


Figur 8. Spridning av effektkoncentrationer och CMR-ämnena samt miljöeffekter.

Anm.: Vi redovisar fördelningen av det interkvartila variationsintervallet för effektkoncentrationerna EC50 och NOEC (EC50 (eng. Effective Concentration 50) är den koncentration som ger en effekt i 50 % av testorganismerna, medan NOEC (eng. No Observed Effect Concentration) är den högsta koncentration utan observerade negativa effekter.). Panel (a) jämför växtskyddsmedel utan rapporterade CMR-effekter (905 st.) med de med CMR-effekter enligt EU:s CLP-förordning (255 st.). Panel (b) jämför växtskyddsmedel utan miljöeffekter (483 st.) med de med miljöeffekter enligt CLP (748 st.).

Figur 9 visar andelen studier med konservativa och alarmistiska extremvärden. I genomsnitt är 20 % av effektkoncentrationerna har konservativa extremvärden, och 10 % har alarmistiska. Vi observerar fler konservativa extremvärden än alarmistiska, särskilt för EC50 jämfört med NOEC. Andelen extremvärden påverkas inte av CMR-egenskaper, men är högre för kemikalier med miljöfarliga effekter. Detta antyder en större variabilitet i toxicitetsmätningar för dessa kemikalier.

För att undersöka vem som bidrar mest till spridning och extremvärden skapar vi tre grupper: växtskyddsmedel för vilka det bara finns studier från akademien, växtskyddsmedel för vilka det bara finns studier från företag, och växtskyddsmedel för vilka det finns studier från båda grupperna.



Figur 9. Konservativa och alarmistiska extremvärden samt CMR-ämnen och miljöeffekter.

Anm.: Vi redovisar andelen studier per kemikalie som klassificerats som konservativa eller alarmistiska extremvärden för effektkoncentrationerna EC50 och NOEC. I panel (a) skiljer vi mellan växtskyddsmedel utan rapporterade CMR-effekter (905 växtskyddsmedel) och de med vissa CMR-effekter rapporterade enligt EU:s CLP-förordning (255 växtskyddsmedel). I panel (b) skiljer vi mellan växtskyddsmedel utan rapporterad miljöeffekter (483 växtskyddsmedel) och de med vissa miljöeffekter rapporterade enligt EU:s CLP-förordning (748 växtskyddsmedel).

Tabell 3 visar resultaten av vår jämförelse mellan studier från akademien och företag, med fokus på kemikaliernas egenskaper och spridningen i studieresultaten. Vi jämför CMR-poäng, miljöpoäng, persistens (långvarighet), strukturell unikhet (kemisk likhet, baserat på så kallade Morgan fingerprints), lägsta IQR (eng. Interquartile Range, alltså interkvartil spridning), andel förbjudna växtskyddsmedel (i EU och utanför), medianspridning, andel konservativa och alarmistiska extremvärden. Resultaten indikerar signifikanta skillnader. Akademiska studier rapporterar växtskyddsmedel med högre miljöpoäng, lägre effektkoncentrationer (lägre IQR) och fler förbjudna ämnen, vilket tyder på ett fokus på farligare kemikalier. Akademiska studier visar också större spridning i EC50-värden och i NOEC-värden, medan företagsstudier tenderar att rapportera mer enhetliga resultat, troligen på grund av större användande av standardiserade tester (Bilaga 9 innehåller utförligare information om analysen).

När det gäller spridningsvariabeln för EC50-värden är medianspridningen 0.79 i akademiska studier och 0.51 i företagsanknutna studier. Det vill säga att spridningen är cirka 55 % större i akademiska studier. Detta tyder på en betydande skillnad i variabilitet, där akademiska data uppvisar fyra gånger fler extrema avvikelser än industridata. För NOEC-värden är skillnaden ännu större, med 53 % högre spridning i akademiska studier, sannolikt på grund av metodologiska variationer. NOEC-värden påverkas starkt av försöksdesign och replikat, vilket ökar variabiliteten. EC50 har generellt sett mindre spridning än NOEC inom samma studietyp, då det baseras på en bredare responskurva och ger ett mer robust mått. Emellertid visar Figur 8 att EC50 har större dispersion totalt. Detta beror troligen på att EC50 måttet används i studier av akut toxicitet, där variationen mellan arter och miljöförhållanden är större. NOEC, som ofta används för kronisk toxicitet, tenderar att vara mer konsekvent över tid och under kontrollerade förhållanden.

Det är rimligt att akademiska studier tenderar att visa större variation i resultat eftersom de ofta testar nya teorier och tänjer på vetenskapliga gränser. Företag å sin sida följer standardiserade protokoll för att uppfylla regulatoriska krav, vilket leder till mer konsekventa resultat. Det finns inga signifikanta skillnader i andelen konservativa extremvärden mellan akademiska och företagsstudier, men akademiska studier visar fler alarmistiska extremvärden för både EC50 och NOEC. Denna högre andel alarmistiska extremvärden kan bero på finansierings- och publiceringssnedvridningar, metodologiska skillnader, oberoende från industrin och en fokusering på nya risker, vilket gör att akademiska studier ofta rapporterar potentiella faror och worst-case-scenarier mer än företagsstudier.

Tabell 3. Jämförelse av spridning i studier av den akademiska världen jämfört med företag.

	Endast studier Akademi (1)	Endast studier Företag (2)	Båda (3)	Skillnad (1) – (2)
EC50				
Antal bekämpningsmedel	147	147	149	---
CMR-poäng	0.05	0.05	0.06	0.00
Miljöpoäng	0.63	0.57	0.67	0.06***
Persistens	321	87	136	234
Unikhet	0.50	0.58	0.36	-0.08*
Lägsta IQR	-0.98	-0.50	-1.08	-0.48***
Andel bekämpningsmedel förbjudna i EU-länder	0.33	0.18	0.11	0.15***
Andel bekämpningsmedel förbjudna i icke-EU-länder	0.56	0.30	0.35	0.26***
Median spridning	0.79	0.51	0.51	0.28***
Andel konservativa avvikelser	0.03	0.03	0.03	0.00
Andel alarmistiska avvikelser	0.02	0.00	0.01	0.02**
NOEC				
Antal bekämpningsmedel	110	206	41	
CMR-poäng	0.05	0.06	0.06	-0.01
Miljöpoäng	0.67	0.46	0.68	0.21***
Persistens	192	139	67	53
Unikhet	0.41	0.49	0.27	-0.08
Lägsta IQR	-1.14	-0.51	-0.99	-0.63***
Andel bekämpningsmedel förbjudna i EU-länder	0.37	0.18	0.29	0.19***
Andel bekämpningsmedel förbjudna i icke-EU-länder	0.62	0.29	0.41	0.21***
Median spridning	0.73	0.34	0.93	0.39***
Andel konservativa avvikelser	0.01	0.02	0.02	-0.01
Andel alarmistiska avvikelser	0.02	0.01	0.01	0.01**

Noter: (*) p-värde mindre än 0.1, (**) p-värde mindre än 0.05; och (***) p-värde mindre än 0.01.

2.4.3.2 VETENSKAPLIGT KONSENSUS OCH BEKÄMPNINGSMEDLENS RÄTTSLIGA STATUS

Avsnittet indikerar bland annat att oenighet om kemikaliers säkerhet kan antyda framtida restriktioner. I Tabell 4 jämför vi egenskaperna hos växtskyddsmedel som är godkända i EU, förbjudna i EU, samt de som ingår i listan över Kandidater för substitution (CfS, vilka kan komma att förbjudas). Godkända växtskyddsmedel har färre CMR-egenskaper och högre EC50- och NOEC-koncentrationer, än förbjudna

och CfS-växtskyddsmedel. Detta är förväntat eftersom farliga egenskaper förhindrar godkännande. Godkända växtskyddsmedel har också lägre spridning i effekt-koncentrationerna.

Däremot fanns inga statistiska skillnader i förekomsten av extremvärden baserat på regulatorisk status. En naturlig fråga som uppstår är om den större variationen i rapporterade resultat för förbjudna växtskyddsmedel inträffade före eller efter förbudet. Våra analyser visar att denna spridning i resultat redan förekommer innan ett förbud införs, vilket tyder på att kemikalier som anses vara mer kontroversiella ofta uppvisar större variation i sina rapporterade effekter. Detta mönster bekräftar att oenighet om kemikaliers säkerhet kan fungera som en indikator på framtida restriktioner är mer troliga. Detta stöds ytterligare av den stora spridningen i resultaten för CfS-växtskyddsmedel, det vill säga kemikalier som kan komma att förbjudas, där oenigheten mellan studier är påtaglig och indikerar en hög grad av osäkerhet kring deras effekter på känsliga arter.

Godkända växtskyddsmedel har fler kemiskt liknande växtskyddsmedelsföreningar jämfört med förbjudna och CfS-växtskyddsmedel. Detta beror på att farliga ämnen ofta tas bort från marknaden. CfS-växtskyddsmedel har högre förekomst av CMR-egenskaper och miljöfarliga egenskaper, större persistens men högre NOEC-koncentrationer än godkända växtskyddsmedel. CfS-växtskyddsmedel är också mer benägna att vara förbjudna i länder utanför EU, vilket återspeglar deras farliga egenskaper och behovet av säkrare alternativ. Det finns inga signifikanta skillnader i antalet publikationer från akademi och företag beroende på regulatorisk status.

Tabell 4. Växtskyddsmedels egenskaper och rättsliga status.

	Godkända (1)	Förbjudna i EU (2)	CfS (3)	(1) – (2)	(1) – (3)	(2) – (3)
Antal bekämpningsmedel	368	226	93			
CMR-poäng	0.03	0.08	0.09	–0.05***	–0.06***	–0.01
Miljöpoäng	0.48	0.67	0.75	–0.19***	–0.27***	–0.08
Persistens	243	154	604	89	–361***	–450**
Antal publikationer	66.3	81.9	70.0	–15.6	–3.7	11.9
Akademi	29.0	35.2	31.4	–6.2	–2.4	3.8
Företag	2.56	3.55	2.88	–0.99	–0.32	0.67
Unikhet	1.02	0.24	0.24	0.77***	0.78***	0.00
Lägsta IQR EC50	–0.68	–1.26	–1.35	0.58***	–0.67***	–0.09
Spridning EC50	0.65	0.80	0.84	0.25**	–0.19**	–0.04
Andel konservativa avvikelser EC50	0.03	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00
Andel alarmistiska avvikelser EC50	0.01	0.02	0.02	–0.01	–0.01	0.00
Lägsta IQR NOEC	–1.24	–1.71	–1.96	0.47**	0.28***	0.25**
Spridning NOEC	0.65	0.66	0.85	0.01	–0.20**	–0.19**
Andel konservativa avvikelser NOEC	0.03	0.01	0.00	0.02	0.03	0.01
Andel alarmistiska avvikelser NOEC	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00
Andel bekämpningsmedel förbjudna i icke-EU-länder	0.12	0.88	0.41	–0.76***	0.29***	0.47***

Noter: (*) p-värde mindre än 0.1, (**) p-värde mindre än 0.05; och (***) p-värde mindre än 0.01.

2.4.4 Slutsatser

Reglerare har ofta en svår utmaning att hantera asymmetrisk information, där industrin tenderar att ha ett informationsövertag och samtliga aktörer kan ha egna agendor som påverkar vilka kunskapsunderlag de producerar. Konsensus underlättar reglering, medan en större spridning av mätvärden för riskfyllda kemikalier ökar osäkerheten och komplicerar beslut om sund reglering som ger industrin incitament att eliminera eller internalisera externaliteter.

Kapitlet introducerar nya mått på vetenskaplig konsensus, i form av spridningen av vetenskapliga resultat, samt andelen extremvärden som avviker från genomsnittet. Vår forskning visar att akademiska studier ofta har större spridning och fler alarmistiska extremvärden jämfört med företagsstudier, som är mer konsekventa på grund av standardiserade tester och regulatoriska krav. Såsom beskrivits i tidigare kapitel, beror detta på akademins explorativa natur, medan företagsdata följer strikta protokoll för att uppfylla regulatoriska krav.

Vi belyser att akademiska studier ofta underutnyttjas i regulatoriska riskbedömningar till förmån för standardiserade tester. Vår forskning understryker vikten av att inkludera fler akademiska studier för en mer heltäckande riskbedömning och effektivare kemikaliesäkerhetsregler. Vi finner att godkända växtskyddsmedel har mindre spridning i effektkoncentrationerna än förbjudna och CfS-växtskyddsmedel, men ingen signifikant skillnad i förekomsten av extremvärden beroende på regulatorisk status.

Det är viktigt att notera att bristen på konsensus i de vetenskapliga resultaten kan indikera behovet av framtida regleringar. Detta beror på att kemikalier med stor spridning i resultaten ofta är kontroversiella. Därför bör beslutsfattare fästa uppmärksamhet och följa upp alarmistiska akademiska studier, eftersom akademien ofta lyfter fram nya risker som annars kan förbises. Mekanismer bör etableras för att fånga upp och följa upp sådana studier. Genom att beakta dessa studier kan tillsynsmyndigheter tidigt få en bättre förståelse för potentiella risker, vilket kan leda till snabbare och mer proaktiva åtgärder för att skydda miljön och hälsan.

3. Risker och Resurser: Tjänstemäns prioriteringsgrunder i tillsyn av förorenade områden

Kapitlet baseras på en studie genomförd av Magnus Hennlock och Per Strömberg.

3.1 Inledning

De tre föregående underkapitlen analyserade hur smudging kan öka osäkerheten om skadligheten av kemikalier. En effektiv tillämpning av miljöpolitik kräver avvägningar, inklusive avvägningar mellan osäker kunskap och risk. Kapitlet analyserar tillämpningen av miljölagstiftning, specifikt genom att analysera hur tjänstemän väger osäkerhet mot risk, i fallet förorenade områden.

Ett förorenat område är en plats som är så förorenad att den kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. På ett sådant område överskrider halterna av en förorening den lokala bakgrundshalten, det vill säga halten av ett ämne som förekommer naturligt i omgivningen. I Sverige har arbetet med att identifiera och prioritera förorenade områden pågått under en längre tid, där länsstyrelserna har inventerat främst nedlagda verksamheter enligt MIFO-metodiken (Naturvårdsverket, 2009). Trots detta kvarstår ett stort antal icke-inventerade objekt, såsom pågående miljöfarliga verksamheter och nedlagda deponier, vilket gör att kommunerna, som ofta är tillsynsmyndighet, ställs inför komplexa prioriteringsutmaningar. Kommuner har ofta tillsynsansvar för ett stort antal objekt i riskklasserna 1 och 2 enligt MIFO vilket i praktiken innebär att kommunerna behöver göra ytterligare egna prioriteringar för vilka objekt som ska hanteras inom den egeninitierade tillsynen. Därför behövs fler prioriteringsgrunder utöver den riskklassning som görs enligt MIFO i fas 1 som också bygger på de lokala eller regionala förutsättningarna. Länsstyrelsernas nationella grupp för tillsynsvägledning har tagit fram stödmaterial för att vägleda kommuner att utveckla sitt strategiska arbete med förorenade områden vilket bland annat listar exempel på prioriteringsgrunder som en tillsynsmyndighet kan använda i sitt arbete (EBH-portalen, 2024).

Tillsynsmyndigheten förelägger i regel verksamhetsutövaren att exempelvis genomföra inventering av området, utarbeta en provtagningsplan och utföra utredningar enligt MIFO. Verksamhetsutövaren har ofta ett informationsövertag genom att både känna sitt område, genomföra och finansiera till exempel utredningar. Detta medan tillsynsmyndigheten sedan bedömer och granskar sedan varje steg i processen och avgör om området innebär en acceptabel eller oacceptabel risk samt

om ytterligare åtgärder behövs. Detta arbete kräver både kompetens och resurser hos tillsynsmyndigheten. Tillsynsarbetet med riskklass 1 och 2 upplevs som omfattande på grund av mängden objekt i dessa riskklasser, drygt 8 000 nationellt, där många kommuner har flera hundra objekt. Det stora antalet kan riskera att påverka tillsynsarbetets omfattning och kvalitet, vilket i sin tur kan innebära att vissa objekt får vänta på vidare utredning och åtgärder. Här uppstår en kritisk fråga kring hur prioriteringar ska göras inom tillsynsarbetet för att säkerställa att riskerna hanteras på ett effektivt och rättvist sätt. Denna studie behandlar följande forskningsfrågor:

- 1) Vilka är viktiga prioriteringsgrunder för kommunala tjänstemän inom tillsyn av förorenade områden? Hur påverkas prioriteringsgrunderna av ökande risker från förorenade områden?
- 2) Hur påverkas kommunala tjänstemäns prioriteringsbeslut inom tillsynen av faktorer som kostnadseffektivitet, resurstillgång och organisatorisk kompetens?
- 3) Vilken roll spelar organisatorisk kompetens och extern expertis för tjänstemännens prioriteringsgrunder?

Genom att utforska dessa frågor syftar studien till att öka förståelsen för hur resurser och kompetens påverkar den kommunala tillsynens förmåga att hantera både ökande risker och långsiktiga samhällsmål kopplat till kemikalier. Genom att fokusera på ett regulatoriskt fält har studien kunnat genomföra en mer detaljerad och omfattande analys kring tjänstemännens prioriteringar. Ett djupare fokus på PFAS efterfrågades av Naturvårdsverkets kontaktpersoner under forskningsmöten inom projektet. Genom att anpassa studien kunde projektet bidra till den pågående inventeringen och tillsynsarbetet kring PFAS. Resultaten från analyserna ligger till grund för de policyrekommendationer som presenteras i denna studie. Sammanfattningsvis visar studiens resultat att tjänstemän tenderade att undvika hög risk, tjänstemän från kommuner som genomfört behovsutredningar eller samarbetar med externa experter var mer benägna att prioritera kostnadseffektiva åtgärder, högre resursbehov hos ett objekt minskade oddsen för att objektet prioriteras, tjänstemän från kommuner med välutvecklade tillsynsprocesser visade en högre benägenhet att reagera på ökande risker, tjänstemän från kommuner med mindre utvecklat tillsynsarbete uppvisar svagare prioriteringsmönster i valexperimentet.

3.2 Metod

För att undersöka hur tjänstemän prioriterar olika objekt inom tillsynsarbetet, användes en metodologisk ansats som kombinerar valexperiment, regressionsanalyser och enkätintervjuer som möjliggör analyser av hur olika faktorer, både på organisatorisk och individuell nivå, påverkar tjänstemännens prioriteringar i tillsynsarbetet.

Ett valexperiment utgjorde kärnan i studien och syftade till att simulera de faktiska prioriteringsbeslut som tjänstemän står inför. Deltagarna presenterades med ett antal fiktiva objekt för tillsyn, där flera relevanta riskattribut systematiskt varierades. Dessa attribut inkluderade faktorer som risknivå (till exempel förekomst av PFAS eller bly) men även resursattribut som resursbehov och kostnadseffektivitet kopplade till tillsynsarbete och åtgärder. Genom att analysera vilka objekt som valdes av tjänstemännen i experimentet kunde vi identifiera deras prioriteringsmönster och hur de värderade olika typer av risker och resursanvändning.

Valexperimentet följdes av en enkätintervju till de deltagande tjänstemännen. I dessa samlades data in om organisatoriska förutsättningar i deras respektive kommuner och om deras individuella bakgrund. Den organisatoriska informationen omfattade till exempel kommunens tillgång till kompetenser, behovsutredningar, samt eventuella samarbeten med externa experter i tillsynsarbetet. Individuella faktorer omfattade till exempel arbetslivserfarenhet inom tillsyn av förorenade områden, utbildning, kön och ålder. Genom att kombinera dessa intervjudata med resultaten från valexperimentet kunde vi undersöka om tjänstemännens organisatoriska miljö och personliga egenskaper påverkade deras tillsynsprioriteringar i valexperimentet. För att analysera de statistiska sambanden mellan de observerade prioriteringsvalen i valexperimentet och attributen kopplade till risk, resursbehov och kostnadseffektivitet, genomfördes en serie logistiska regressionsanalyser.

3.2.1 Design av valexperiment

Ett valexperiment är en metod som ofta används för att studera individers preferenser mellan olika alternativ. En vanlig användning av valexperiment är att värdera till exempel en nationalpark genom att undersöka individers preferenser för olika så kallade attribut kopplade till parken. I denna studie används valexperimentmetoden i en annorlunda kontext. Den används på kommunala tjänstemän som arbetar inom tillsyn av förorenad mark och estimerar hur de, i sin tjänsteutövning vid tillsynsmyndigheten, prioriterar mellan olika tillsynsobjekt som har olika stora risker för olika riskattribut som hämtats från Länsstyrelsernas nationella grupp för tillsynsvägledning har på EBH-portalerna (2024). Deltagarna fick information om att det rör sig om hypotetiska beslutssituationer. De blev instruerade att basera sina beslut på sina egna erfarenheter i arbetet men att det stod dem fritt att ta stöd av de eventuella riktlinjer som kunde finnas i deras egen kommun. Det betonades i instruktionen att valen var bedömningsbaserade, och att det inte fanns några rätta eller felaktiga svar eftersom prioriteringsgrunderna varierar beroende på bedömningar kring lokala förutsättningar. Det som estimeras är alltså inte tjänstemännens privata preferenser eller värderingar utan snarare en kombination av egna erfarenhetsbaserade preferenser från sin tjänsteutövning samt eventuella riktlinjer hos den egna kommunen om olika prioriteringsgrunder och hur de bör vägas mot varandra.

Om exempelvis tjänstemän konsekvent väljer att prioritera tillsynsobjekt som har högre risker för vattenstatus jämfört med objekt som har högre risk för spridning av föroreningar till följd av skred, så kommer detta att visa sig i valexperimentets data.

Tjänstemännen fick välja att prioritera mellan tre olika hypotetiska tillsynsobjekt A, B och C som de ansåg borde ha högst prioritet för att gå vidare till inledande utredning (MIFO fas 2). I var och en av sex olika beslutssituationer väljs ett av tre objekt för prioritering. Tillsynsobjekten beskrivs med hjälp av fem olika risker och tre olika resursbehov enligt Tabell 5. Varje objekt representerar alltså olika kombinationer av risknivåer och resursbehov. Ordningen på de sex beslutssituationerna randomiserades för att motverka systematiska svarsmönster.

Tabell 5. Attribut och attributsnivåer i beslutssituationerna.

	Prioriteringsgrunder	Objekt A	Objekt B	Objekt C
1	Riskklass – Objektens riskklass enligt MIFO fas 1	1, 2	1, 2	1, 2
2	Föroreningarnas farlighet	Mycket hög (Bly, PFAS)	Mycket hög (Bly, PFAS)	Mycket hög (Bly, PFAS)
3	Sannolikhet att objektet hotar människors hälsa eller vattenförsörjning	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %
4	Sannolikhet att objektet är anslutet till en vattenförekomst med otillfredsställande status	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %
5	Sannolikhet att åtgärder kan samordnas kostnadseffektivt	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %
6	Sannolikhet att objektet påverkas av översvämning eller skred	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %	0, 50, 100 %
7	Uppskattad åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde	10, 50, 90, 130, 170, 210 %	10, 50, 90, 130, 170, 210 %	10, 50, 90, 130, 170, 210 %
8	Resursbehov för kommunens tillsyn fram till färdig sanering	50, 200, 350, 500, 650, 800 timmar	50, 200, 350, 500, 650, 800 timmar	50, 200, 350, 500, 650, 800 timmar

Attributen utgjordes av fem riskattribut i punkterna 1–4 samt punkt 6 hämtade från prioriteringsgrunderna från Länsstyrelsernas nationella grupp för tillsynsvägledning från EBH-portalen (2024). Valexperimentets instruktion är därmed nära nog i sin helhet citerad från EBH-portalen (2024) liksom de prioriteringsgrunder som förekommer som attribut. Textmässigt hämtas alltså valexperiments design ordagrant från det verkliga tillsynsvägledningmaterialet för att så långt möjligt efterlikna den textkontext som förekommer i ett verkligt tillsynsarbete. Det är dock en rimlig invändning att deltagares svar i valexperiment inte nödvändigtvis speglar exakt hur de skulle agera i en verklig situation, eftersom beslut i praktiken ofta innebär mer omfattande informationsinsamling, samarbete med kollegor. Med det sagt, menar vi att ändå manipuleringen av de prioriteringsgrunder som förekommer i tillsynsvägledningen i valexperimentet i detta fall har ändå ett värde som analytiskt verktyg, eftersom det gör det möjligt att identifiera generella prioriteringar och underliggande preferenser hos tjänstemän i ett strukturerat och kontrollerat sammanhang. Vi menar att de ger viktiga insikter om hur tjänstemän tenderar värdera centrala faktorer, såsom risk, osäkerhet och resursanvändning, som förekommer i tillsynsvägledningen från EBH-portalen (2024) även om experimentet inte fullt ut fångar all den övrig komplexitet som finns i praktiska beslut.

De första två riskattributen modelleras i valexperimentet som indikatorvariabler och utgörs av begreppen ”riskklass” (1, 2) samt ”föroreningarnas farlighet” (Mycket hög). Dessa begrepp finns i Naturvårdsverkets metodik, MIFO, för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009). För riskattributet Föroreningarnas farlighet (F) anges i valexperimentet de två föroreningarna bly samt PFAS explicit. Detta attribut undersöker därmed specifikt tjänstemännens prioritering av PFAS gentemot bly, bägge klassade i samma farlighetsnivå (”Mycket hög”) enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009; 2019), men där bly sedan långt tid tillbaka är känt för sin farlighet. Attributen i punkterna 3–4 samt punkt 6 utgörs av andra prioriteringsgrunder från EBH-portalen (2024) vilka i valexperimentet beskrivs med risk i termer av sannolikheter för ett utfall med påverkan på människors hälsa eller miljö. Vetenskaplig evidens har studerats indirekt genom

att använda evidens som redan är integrerad i Naturvårdsverkets metodik, MIFO, som grund för attributen i valexperimentet. Effekten av osäkerhet i vetenskaplig evidens undersöks genom att manipulera sannolikheter för riskutfall och analysera hur dessa påverkar tjänstemännens prioriteringar. På så sätt har studien fångat hur osäkerhet i evidensen kan påverka beslutsfattandet i tillsynsarbetet.

Attributen i punkt 5 samt punkterna 7–8 är relaterade till de resursbehov som tillsynsmyndighetens har för sitt tillsynsarbete. Riskattributen ovan kan därmed vägas mot resursanvändningen. Om exempelvis tjänstemän konsekvent beslutar att prioritera tillsynsobjekt utifrån riskklass och är villiga att använda mer resurser för detta kan alltså undvikande av risk till följd av dessa prioriteringar i tillsynsarbetet vägas mot de timmar som tjänstemännen är villiga att använda för detta. Genom att timmar i tillsynsarbetet sedan kan kopplas till kommunala självkostnadstaxor för tillsynsarbete blir det även möjligt att kvantifiera insatser som undviker risk i monetära termer. Detta blir implicita värden som återspeglar en kombination av tjänstemannens erfarenhetsbaserade bedömningar inom sin expertis samt eventuella riktlinjer kring prioriteringsgrunder från tillsynsarbetet inom den egna kommunen.

Också kostnadseffektivitet i punkt 5 anges med sannolikheter. Olika tillsynsobjekt har olika potential att utnyttja kostnadseffektiva åtgärder bland annat på av grund om samordning med andra åtgärder är möjlig eller inte för ett specifikt objekt. En lägre sannolikhet att det valda objektet kan utnyttja kostnadseffektiva åtgärder utgör en risk att inte kunna realisera kostnadseffektiva åtgärder i ett annat objekt som har högre sannolikhet att kunna realisera kostnadseffektiva åtgärder.

Uppskattad åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde i punkt 7 är ett resursbehovsattribut där objektets förväntade åtgärds kostnad jämförs till förväntat ökat markvärde till följd av att objektet åtgärdas. Denna anges som andelar av det ökade marknadsvärdet. Hypotesen som alltså testas med detta attribut är att åtgärder som skapar större värde kan tänkas få högre prioritering av tjänstemän.

Rekryteringen till studien skedde genom att webbenkäter skickades ut via mejl till miljö- och samhällsbyggnadsenheter i kommuner med egen miljötillsynsverksamhet, samt till kommunalförbund där kommuner har gemensam miljötillsynsverksamhet. Beroende på hur kommunerna är organiserade och vilka kontaktuppgifter som fanns på kommunens hemsida skickades inbjudan ut till 46 registratoradresser, 8 direktmejladresser till kommundirektör eller kommunchef, 178 direktmejladresser till förvaltningschefer och 52 direktmejladresser till miljöchefer. I de fall en chef mottog enkäten fanns instruktionen att enkäten ska besvaras av en person som är ansvarig för, eller arbetar med, tillsyn av förorenad mark inom kommunen. Chefen kunde antingen besvara enkäten själv eller delegera den till tjänstemän med erfarenhet av arbetet med förorenade områden. Totalt skickades enkäten till 284 adresser. För att öka svarsfrekvensen genomfördes tre automatiska påminnelser samt tre påminnelser per telefon under studiens gång. Sammanlagt deltog 169 tjänstemän, varav 49 chefer, 85 inspektörer, 24 handläggare och 11 personer som uppgav annan tjänst inom området, vilket gav en svarsfrekvens på sammanlagt 59.5 %. 110 (65,1 %) deltagare var kvinnor och 57 (33,7 %) deltagare var män och 2 (1,2 %) deltagare uppgav annat. Medelåldern bland deltagarna var 43,5 år och den genomsnittliga arbetslivserfarenheten inom området var 17,4 år.

Valexperimentet följdes av en enkätintervju med frågor om tillsynsarbetet för förorenade områden i den egna kommunen samt ett antal frågor om individuella bakgrundsfaktorer såsom vilken avdelning de arbetade på, typ av tjänst, utbildning, arbetslivserfarenhet, ålder och kön. Data från valexperimentet och enkätintervju

delades in grupper av tjänstemän utifrån deras svar från enkätintervjun om organisatoriska förutsättningar i den egna kommunen, till exempel tillgång till kompetens inom kommunen, genomförd behovsutredning inom kommunen, har tillgång till nödvändig kompetens och extern expertis för tillsynsarbetet med förorenad mark. Dessa grupper användes sedan i regressionsanalyser för analys och jämförelser av organisatoriska förutsättnings påverkan på tjänstemännens prioriteringar i valexperimentet.

3.2.2 Regressionsmodell

I dataanalysen används en villkorad logistisk modell (conditional logit) av McFadden (1974), för att analysera tjänstemäns prioriteringar av tillsynsobjekt. Modellen bygger på en struktur liknande vanliga logistiska regressionsmodeller, men skiljer sig genom att individer kan utsättas för flera olika situationer när de fattar sina beslut. En central aspekt av modellen är att den innehåller block som kan representera ett flertal val som görs av samma individ som är vanligt i valexperimentet.

I logistiska regressionsmodeller kan oddskvoter estimeras som mäter förhållandet mellan oddsen för att ett specifikt utfall inträffar när den oberoende variabeln ökar med en enhet. När den oberoende variabeln (attributet i valexperimentet) representerar en förändring i risk från objektet (dvs. förändring i sannolikheten från ett objekt) mäter oddskvoten hur denna förändring i sannolikhet påverkar oddsen för att en tjänsteman väljer just detta objekt för prioritering. Mer specifikt, oddskvoten mäter hur en enhetsförändring i risken (riskklass, förorenings farlighet eller sannolikhet för ett utfall) som är kopplad till ett objekt, påverkar oddsen för att objektet ska prioriteras.

Om den oberoende variabeln är en förändring i risk hos riskattributen 1–4 samt 6 (till exempel förändring i riskklass, förorenings farlighet eller sannolikhet att hota människors hälsa eller vattenförsörjningsintressen), visar alltså oddskvoten hur mycket oddsen ökar för att objektet ska prioriteras som en konsekvens av denna riskökning. Oddskvoten i relation till en förändring i risk kan därmed ge insikter om **riskaversion**, som beskriver en individs ovilja att ta risker eller preferens för säkrare alternativ (Pratt, 1964; Arrow, 1965). Förhållandet mellan oddskvoten och riskaversion kan förklaras genom hur individer reagerar på ökande risker:

Oddskvot > 1: Om oddskvoten är större än 1, innebär en ökning av risken (sannolikheten) med en enhet att **oddsen ökar** för att objektet ska prioriteras. Exempelvis, om oddskvoten är 1.1 och ett objekt som har 1 % högre risk kommer oddsen att öka med 10 % för att objektet ska prioriteras. En oddskvot större än 1 kan alltså tolkas som ett uttryck för **riskaversion**. När en individ reagerar genom att prioritera ett objekt som svar på dess högre risk jämfört andra objekt, visar det att individens prioriteringsbeslut påverkas av förändringar i ökade risknivåer. Individen vill undvika de möjliga negativa konsekvenserna av en högre risk kopplad till objektet och prioriterar objektet högre i tillsynen.

Oddskvot = 1: Om oddskvoten är lika med 1, betyder det att en förändring i risken **inte påverkar oddsen**. Att ett riskattribut hos ett objekt har en större risk har då ingen effekt på oddsen för att objektet ska prioriteras i tillsynsarbetet. Detta kan indikera att individen antingen är **neutral till risk** (riskneutral) alternativt inte uppfattar den ökade risken kopplad till objektet som tillräcklig för att motivera en prioritering över andra objekt.

Oddskvot < 1: Om oddskvoten är mindre än 1, indikerar en ökning i risken hos ett objekt att **oddsen minskar** för att objektet prioriteras. Till exempel, om oddskvoten är 0.8 kommer ett objekt med 1 % högre risk att minska oddsen med 20 % för att objektet ska prioriteras. Detta kan vara ett tecken på att individen antingen har lägre riskaversion eller är **riskbenägen** (risk-seeking) inför detta riskattribut och därmed inte reagerar på ett skyddande sätt när risken ökar.

När vi tolkar oddskvoten för en förändring i risk i en modell som undersöker individers beteenden i riskfyllda situationer, ger en oddskvot > 1 ett starkt stöd för riskaversion, eftersom individer reagerar aktivt på riskökningar. Å andra sidan kan en låg eller ingen förändring i oddskvoten antingen tyda på en lägre riskaversion, riskneutralitet eller riskbenägenhet.

Signifikanta oddskvoter ger en insikt i vilka faktorer som väger tyngst i tjänstemännens prioriteringar. Till exempel en högre riskklass eller möjligheten till kostnadseffektivitet hos ett objekt bör öka sannolikheten att ett objekt prioriteras framför andra. Attribut som beskriver resursbehov som åtgärdskostnader eller arbetstid för tillsynskostnader bör minska oddsens att objektet prioriteras och uppvisa oddskvoter < 1 genom att större resursbehov kan. Vi formulerar följande hypoteser:

Hypotes 1 (H1): Tjänstemän tenderar att undvika ökande risker. Ett objekt med högre risknivåer för de risker som specificeras hos attributen 1–4 samt 6 förväntas därför ha större odds att prioriteras. Detta uttrycks genom estimerade oddskvoter > 1 för dessa riskattribut.

Hypotes 2 (H2): Tjänstemän tenderar att föredra ökande sannolikhet att realisera kostnadseffektiva åtgärder. Ett objekt med större sannolikhet att samordna kostnadseffektiva åtgärder hos attribut 5 förväntas därför ha större odds att prioriteras. Detta uttrycks genom estimerade oddskvoter > 1 för attribut 5.

Hypotes 3 (H3): Tjänstemän tenderar att undvika objekt som kräver större resurser för tillsynsarbete. Ett objekt med större åtgärdskostnader hos attribut 7 eller större resursbehov hos attribut 8 förväntas därför ha lägre odds att prioriteras. Detta uttrycks genom estimerade oddskvoter < 1 för attributen 7 och 8.

Naturvårdsverkets och Länsstyrelsernas vägledningar om tillsynsarbete kring förorenade områden har inga angivelser hur prioriteringsgrunder ska vägas mot varandra eftersom det varierar beroende på lokala och regionala förutsättningar (Naturvårdsverket, 2009, 2019). Detta behöver varje kommun själv ta fram i sin strategi för sitt tillsynsarbete. Syftet är att data från vaalexperimentet simulerar de avvägningar som tjänstemännen gör när de prioriterar objekt med olika egenskaper hos attributen. Tidigare forskning har antytt att kommuner som kommit längre i sitt tillsynsarbete tenderar att ha mer strukturerade rutiner och strategier, vilket kan reflekteras i tjänstemännens prioriteringar. Vi formulerar två hypoteser för detta:

Hypotes 4 (H4): Tjänstemän från kommuner som har ett mer utvecklat tillsynsarbete med etablerade arbetsrutiner och strategier för prioriteringsgrunder med tillgång till extern expertis kommer att uppvisa tydligare statistiska mönster i sina prioriteringar. Detta uttrycks genom estimerade oddskvoter som i högre grad är statistiskt signifikanta hos dessa tjänstemän.

Hypotes 5 (H5): Tjänstemän från kommuner som har ett mindre utvecklat tillsynsarbete med färre etablerade arbetsrutiner och strategier för prioriteringsgrunder kommer att uppvisa svagare statistiska mönster i sina prioriteringar. Detta uttrycks genom estimerade oddskvoter med lägre, eller ingen, statistisk signifikans hos dessa tjänstemän.

3.2.3 Urvalsbias och modellernas träffsäkerhet

En potentiell förklaring till urvalsbias i studien är att kommuner med begränsade resurser för tillsyn i högre grad kan avstå från att svara på enkäter, främst på grund av tidsbrist och prioriteringar i en redan ansträngd organisation. Detta kan leda till en systematisk snedvridning av urvalet, där kommuner med bättre resurser blir överrepresenterade i analysen. I allmänhet kan detta tänkas gälla för mindre kommuner samt kommuner med hög nettoutflyttning. Denna utveckling är särskilt påtaglig i delar av inre Norrland, Bergslagen och vissa glesbygdskommuner i Småland och Dalsland, där urbanisering och strukturomvandling har lett till långvariga utflyttningstrender. Kommuner i dessa områden har ofta en hög andel äldre invånare och en svag lokal arbetsmarknad. Konsekvensen är ofta att kommunen tvingas prioritera kärnverksamheter såsom skola, vård och omsorg, medan områden som tillsyn och miljöarbete kan komma tilldelas mindre resurser. I kommuner där budgetrestriktionerna är särskilt påtagliga kan det även innebära en underbemanning inom dessa områden, vilket minskar möjligheten att avsätta tid och resurser för att besvara enkäter eller delta i undersökningar.

Vi använder därför kommunstorlek och nettoutflyttning som identifieringsvariabler i urvalskorrigeringen för att fånga en sådan potentiell snedvridning i urvalet, eftersom dessa faktorer rimligtvis påverkar sannolikheten att en kommun besvarar enkäten, men inte nödvändigtvis påverkar de beslut som fattas i valexperimentet. Dessutom hjälper detta oss att kontrollera för de strukturella och geografiska skillnader som finns mellan olika kommuner i Sverige, där resurstillgången kan variera kraftigt beroende på befolkningsunderlag, geografiskt läge och ekonomisk utveckling.

För att undersöka om urvalsbias påverkar modellskattningarna testade vi urvalskorrigerig med Heckman's Two-Step-metod (Heckman, 1979). Vi använde kommunstorlek och nettoutflyttning som identifieringsvariabler för kommuners tillgängliga resurser för tillsyn. Efter att ha skattat urvalsmodellerna inkluderades den beräknade Inverse Mills Ratio som en kontrollvariabel i huvudmodellen, skattad med en alternativspecifik logitmodell. Resultaten visade att Mills Ratio inte är signifikant i något av fallen ($p > 0.1$ för båda variabler), vilket indikerar att urvalsbias med avseende på begränsade resurser i mindre kommuner eller utflyttningsskommuner sannolikt inte signifikant påverkar resultaten i huvudmodellerna. Detta antyder att de observerade valbeteendena kan skattas på ett tillförlitligt sätt utan ytterligare korrigering för urvalsproblematik med avseende på dessa kontrollvariabler.

För att utvärdera regressionsmodellernas anpassning användes McFadden's pseudo- R^2 och dess justerade variant, som tar hänsyn till antalet parametrar i modellen (McFadden, 1974). McFadden's pseudo- R^2 är ett mått på modellanpassning för logit-baserade modeller. Till skillnad från traditionell R^2 i OLS-regressioner, som representerar andelen förklarad varians, mäter pseudo- R^2 förbättringen av en modell jämfört med en noll-modell som endast innehåller intercept. De rapporterade värdena för McFadden's pseudo- R^2 är genomgående höga för samtliga modeller i Tabellerna 5–8, vilket indikerar att de har en stor förklaringskraft. I tidigare forskning har värden över 0.4 ansetts indikera en god passform för diskreta valmodeller (Train, 2009).

Särskilt höga pseudo- R^2 -värden observeras i modellerna för externa experter (0.6048) och för separat miljöenhet eller förvaltning (0.5948). Dessa resultat antyder att beslutsstrukturer och expertis har en central betydelse i valprocessen. Samtidigt

är det viktigt att beakta att mycket höga pseudo- R^2 -värden kan signalera en modell som är överanpassad till det specifika datasetet, vilket kan begränsa generaliserbarheten. Generellt sett är justerade McFadden's pseudo- R^2 värden lägre än de icke-justerade, eftersom de förstnämnda korregerar för en eventuell överanpassning. Skillnaden mellan McFadden's pseudo- R^2 och det justerade pseudo- R^2 är emellertid överlag liten för modellen med externa experter, vilket tyder på att modellen inte är överanpassad trots högt värde. Modellen "separat miljöenhet eller förvaltning" visar dock en något större justering, pseudo- R^2 sjunker från 0.5948 till 0.4988 efter justering, vilket kan indikera att modellen för denna grupp har fler parametrar i förhållande till dess förklaringskraft och parametrarnas bidrag till modellens förklaringskraft kan vara svagare jämfört modeller för andra grupper. Detta kan även bero på att fler oobserverade faktorer påverkar beslutsprocessen i denna grupp, eller att vissa modeller inkluderar fler parametrar än vad som strikt behövs för att uppnå en optimal balans mellan enkelhet och förklaringskraft. I övriga modeller är skillnaden mellan McFadden's pseudo- R^2 och det justerade värdet genomgående relativt liten med en skillnad mellan de två måtten på 0.01–0.05 enheter, vilket antyder att modellerna ger robusta resultat även med justeringen för parameterinflation. Sammanfattningsvis bekräftar analysen att de testade modellerna generellt sett har en god modellanpassning.

3.3 Resultat och diskussion

Analysen av data från valexperimentet visar att riskattributen riskklass, föroreningarnas farlighet med PFAS och bly som explicit nämnda, objekt som hotar människors hälsa eller vattenförsörjning samt objekt som är anslutna till en vattenförekomst med otillfredsställande status påverkar tjänstemännens prioriteringar i valexperimentet (Tabell 6; 7; 8; 9).³ Effekten av dessa riskattribut varierar dock beroende på organisatoriska förutsättningar hos den kommun som tjänstemännen kommer från. Tjänstemän från kommuner där behovsutredningar gjorts och där kompetens och extern expertis finns, uppvisar i valexperimentet större prioriteringar av objekt med högre risker. Oddskvoterna indikerar att kostnadseffektivitet och resursbehov också spelar en roll. I kommuner där det saknas nödvändig kompetens, stöd och externa experter i tillsynsarbetet ökar oddsen att tjänstemän prioriterar bort objekt med högre risker till förmån för objekt med lägre resursbehov. Prioriteringsgrunderna att objektet påverkas av översvämning eller skred samt åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde har oddskvoter mellan 0.991 till 1.015 men utan signifikans i någon grupp. Resultaten visar att tjänstemännen inte använde dessa prioriteringsgrunder.

³ Tjänstemännens uppvisade prioriteringar i valexperimentet kan översättas till en hypotetisk betalningsvillighet (WTP) för att inleda utredning av ett objekt och som kan beräknas genom koefficienterna från regressionsanalyserna i Tabell 6. Till exempel WTP-värden härledda från prioriteringar av tjänstemän från kommuner som har genomfört behovsutredning för att identifiera behov av stöd i första kolumnen, är konsistenta med en villighet att lägga ner 2.6 handläggningstimmar (3 008 kronor med en genomsnittlig timkostnad på 1 176 kr/h) för att prioritera ett objekt som har riskklass 1 framför 2 till utredning och 3.2 timmar (3 668 kronor) för att prioritera ett objekt med PFAS till utredning. Attributen 3–4 samt attributet 6 uttrycks i procent. I dessa fall får WTP-värdena enheten kronor per procentuell ökning i risk kopplad till ett objekt. Om till exempel ett objekt har 1 % högre risk att hota människors hälsa eller vattenförsörjning så motsvarar det en villighet att lägga ner drygt 1 timme för att prioritera objektet till utredning (ca 1 230 kr). Om ett objekt dessutom har 10 % högre sannolikhet för varje riskattribut 3–4 och 6 så motsvarar det en villighet att lägga ner drygt 36 timmar (ca 43 000 kr) för att få objektet prioriterat till utredning.

Tabell 6. Oddskvoter för upplevda organisatoriska förutsättningar i villkorade logistiska modeller (P-värden inom parentes).

Prioriteringsgrunder	Behovsutredning Ja	Behovsutredning Nej	Nödvändig kompetens Ja	Nödvändig kompetens Nej	Externa experter Ja	Externa experter Nej	Alla grupper
Riskklass	2.241** (0.028)	0.818 (0.785)	2.297** (0.031)	1.429 (0.686)	2.381 (0.103)	2.268 (0.111)	1.788* (0.068)
Föreningarnas farlighet	1.435 (0.398)	1.102 (0.925)	2.483 (0.085)	0.330 (0.188)	5.578** (0.046)	0.796 (0.633)	1.376 (0.417)
Sannolikhet att objektet hotar människors hälsa eller vattenförsörjning	1.035*** (0.000)	1.025** (0.064)	1.039*** (0.000)	1.024** (0.041)	1.051*** (0.000)	1.029*** (0.000)	1.033*** (0.000)
Sannolikhet att objektet är anslutet till en vattenförekomst med otillfredsställande status	1.006 (0.281)	1.001 (0.964)	1.010 (0.139)	0.995 (0.648)	1.021** (0.023)	0.997 (0.635)	1.005 (0.291)
Sannolikhet att åtgärder kan samordnas kostnads-effektivt	1.009** (0.040)	0.996 (0.708)	1.009* (0.059)	1.002 (0.806)	1.013* (0.060)	1.006 (0.240)	1.006 (0.111)
Sannolikhet att objektet påverkas av översvämning eller skred	1.005 (0.405)	0.991 (0.447)	1.003 (0.653)	1.001 (0.956)	1.002 (0.751)	1.006 (0.456)	1.002 (0.738)
Uppskattad åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde	0.999 (0.733)	0.994 (0.450)	1.001 (0.878)	0.993 (0.267)	1.003 (0.538)	0.997 (0.473)	0.998 (0.492)
Resursbehov för kommunens tillsyn fram till färdig sanering	0.998 (0.118)	0.996 (0.171)	0.999 (0.560)	0.994** (0.017)	1.000 (0.819)	0.996** (0.013)	0.998** (0.043)
McFadden's pseudo-R ²	0.5357	0.5262	0.5445	0.5252	0.6048	0.4897	0.5305
McFadden's adjusted pseudo-R ²	0.5222	0.471	0.5279	0.4937	0.5791	0.4709	0.5197

Asteriskerna indikerar statistisk signifikans: * p < 0,10; ** p < 0,05; *** p < 0,01.

Tabell 7. Oddskvoter för upplevda organisatoriska förutsättningar i villkorade logistiska modeller (P-värden inom parentes).

Prioriteringsgrunder	Har identifierat behov av ytterligare stöd	Har ej identifierat behov av ytterligare stöd	PFAS förekommer i tillsynsarbete	PFAS förekommer inte i tillsynsarbete	Separat miljöenhet eller förvaltning	Ej separat miljöenhet eller förvaltning	Alla grupper
Riskklass	2.558** (0.029)	1.875 (0.270)	2.700* (0.065)	1.270 (0.621)	3.256 (0.227)	1.460 (0.315)	1.788* (0.068)
Föroreningarnas farlighet	3.119** (0.044)	0.411 (0.139)	1.211 (0.717)	1.187 (0.770)	2.172 (0.378)	1.054 (0.907)	1.376 (0.417)
Sannolikhet att objektet hotar människors hälsa eller vattenförsörjning	1.042*** (0.000)	1.027*** (0.001)	1.040*** (0.000)	1.025*** (0.002)	1.053*** (0.000)	1.027*** (0.000)	1.033*** (0.000)
Sannolikhet att objektet är anslutet till en vattenförekomst med otillfredsställande status	1.016** (0.017)	0.990 (0.206)	0.997 (0.731)	1.007 (0.355)	0.991 (0.679)	1.006 (0.280)	1.005 (0.291)
Sannolikhet att åtgärder kan samordnas kostnads-effektivt	1.009* (0.056)	1.007 (0.310)	1.013** (0.028)	1.001 (0.926)	1.022* (0.061)	1.003 (0.565)	1.006 (0.111)
Sannolikhet att objektet påverkas av översvämning eller skred	1.008 (0.205)	0.997 (0.716)	1.008 (0.338)	0.997 (0.713)	1.011 (0.406)	0.998 (0.784)	1.002 (0.738)
Uppskattad åtgärds-kostnad i relation till förväntat ökat markvärde	1.003 (0.435)	0.994 (0.126)	1.000 (0.924)	0.995 (0.323)	1.002 (0.764)	0.997 (0.319)	0.998 (0.492)
Resursbehov för kommunens tillsyn fram till färdig sanering	1.000 (0.982)	0.994*** (0.002)	0.997** (0.043)	0.998 (0.216)	0.997 (0.331)	0.998* (0.063)	0.998** (0.043)
McFadden's pseudo-R ²	0.5405	0.546	0.5753	0.4341	0.5948	0.5285	0.5305
McFadden's adjusted pseudo-R ²	0.5141	0.5276	0.5604	0.3944	0.4988	0.5162	0.5197

Asteriskerna indikerar statistisk signifikans: * p < 0,10; ** p < 0,05; *** p < 0,01.

Tabell 8. Oddskvoter för upplevda organisatoriska förutsättningar i villkorade logistiska modeller (P-värden inom parentes).

Prioriteringsgrunder	Tillsynsobjekt per capita < 2 %	Tillsynsobjekt per capita > 2 %	Utflyttningskommun	Inflyttningskommun	Alla grupper
Riskklass	1.911* (0.084)	2.440 (0.312)	1.331 (0.459)	4.962* (0.073)	1.788* (0.068)
Föreningarnas farlighet	2.430* (0.092)	0.466 (0.295)	1.030 (0.950)	2.501 (0.270)	1.376 (0.417)
Sannolikhet att objektet hotar människors hälsa eller vattenförsörjning	1.040*** (0.000)	1.024** (0.028)	1.027*** (0.000)	1.049*** (0.000)	1.033*** (0.000)
Sannolikhet att objektet är anslutet till en vattenförekomst med otillfredsställande status	1.010 (0.110)	0.994 (0.534)	1.006 (0.314)	1.004 (0.708)	1.005 (0.291)
Sannolikhet att åtgärder kan samordnas kostnads-effektivt	1.009** (0.039)	1.002 (0.832)	1.003 (0.574)	1.017* (0.053)	1.006 (0.111)
Sannolikhet att objektet påverkas av översvämning eller skred	1.004 (0.490)	1.002 (0.902)	0.998 (0.755)	1.015 (0.221)	1.002 (0.738)
Uppskattad åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde	1.001 (0.779)	0.993 (0.280)	0.997 (0.361)	1.003 (0.619)	0.998 (0.492)
Resursbehov för kommunens tillsyn fram till färdig sanering	0.999 (0.471)	0.995** (0.027)	0.997* (0.058)	0.999 (0.501)	0.998** (0.043)
McFadden's pseudo-R ²	0.5553	0.484	0.5219	0.5503	0.5305
McFadden's adjusted pseudo-R ²	0.5397	0.4482	0.5024	0.5256	0.5197

Asteriskerna indikerar statistisk signifikans: * p < 0,10; ** p < 0,05; *** p < 0,01.

Tabell 9. Oddskvoter för demografiska grupper i villkorade logistiska modeller (P-värden inom parentes).

Prioriteringsgrunder	Erfarenhet < 5 år	Erfarenhet 5–15 år	Erfarenhet > 15 år	Chef	Ej chef	Män	Kvinnor	Alla grupper
Riskklass	1.969 (0.217)	3.740** (0.048)	0.809 (0.764)	2.359 (0.270)	1.936* (0.096)	1.306 (0.603)	2.221* (0.068)	1.788* (0.068)
Föreningarnas farlighet	0.820 (0.715)	3.740 (0.147)	1.371 (0.743)	5.068 (0.156)	1.082 (0.854)	1.084 (0.908)	1.490 (0.409)	1.376 (0.417)
Sannolikhet att objektet hotar människors hälsa eller vattenförsörjning	1.029*** (0.000)	1.048*** (0.000)	1.032** (0.014)	1.053*** (0.001)	1.030*** (0.000)	1.026*** (0.004)	1.036*** (0.000)	1.033*** (0.000)
Sannolikhet att objektet är anslutet till en vattenförekomst med otillfredsställande status	0.994 (0.453)	1.019* (0.080)	1.009 (0.421)	1.024* (0.053)	0.999 (0.892)	1.002 (0.771)	1.007 (0.296)	1.005 (0.291)
Sannolikhet att åtgärder kan samordnas kostnads-effektivt	1.008 (0.184)	1.012 (0.115)	1.002 (0.823)	1.010 (0.258)	1.007 (0.120)	1.001 (0.911)	1.009* (0.058)	1.006 (0.111)
Sannolikhet att objektet påverkas av översvämning eller skred	1.004 (0.661)	1.008 (0.361)	0.994 (0.563)	1.009 (0.415)	1.002 (0.785)	0.994 (0.511)	1.006 (0.348)	1.002 (0.738)
Uppskattad åtgärds kostnad i relation till förväntat ökat markvärde	0.997 (0.486)	1.004 (0.514)	0.994 (0.416)	1.005 (0.523)	0.997 (0.379)	0.997 (0.470)	0.999 (0.773)	0.998 (0.492)
Resursbehov för kommunens tillsyn fram till färdig sanering	0.996** (0.015)	1.001 (0.785)	0.997 (0.326)	1.001 (0.628)	0.997** (0.014)	0.997 (0.125)	0.998 (0.155)	0.998** (0.043)
McFadden's pseudo-R ²	0.5301	0.5298	0.5679	0.5563	0.5304	0.5203	0.5389	0.5305
McFadden's adjusted pseudo-R ²	0.5072	0.4984	0.5071	0.5192	0.515	0.4893	0.5221	0.5197

Asteriskerna indikerar statistisk signifikans: * p < 0,10; ** p < 0,05; *** p < 0,01.

Hypotes 1 (H1): Tjänstemän tenderar att undvika ökande risker

Dataanalysen visar att tjänstemän tenderade att undvika ökande risker, vilket återspeglas i oddskvoterna för hot mot människors hälsa eller vattenförsörjning, som varierar mellan 1.024 och 1.053 (p < 0.01) i alla grupper och oberoende av tjänstemännens erfarenhet eller av hur välutvecklat tillsynsarbete är i kommunen. En förklaring kan vara att formuleringen ”hot mot människors hälsa eller vattenförsörjning” är så allmän och grundläggande att människor instinktivt rangordnar den högt i sina prioriteringar vilket gör att den oftare överskrider individuella skillnader i kompetens, insikt eller erfarenhet.

Riskklass är en klassificering i Naturvårdsverkets vägledning MIFO (Naturvårdsverket, 2009) som framstod som en avgörande faktor bland grupper av tjänstemän som uppgivit att den egna kommunen har nödvändig kompetens och strukturer.

Tjänstemän som uppgav att den egna kommunen har genomfört en behovsutredning hade mer än dubbla oddsen (oddskvot 2.241, $p = 0.028$) att prioritera objekt i riskklass 1 i valexperimentet. Likaså mer än dubblades oddsen (oddskvot 2.558, $p = 0.029$) för de tjänstemän vars kommun identifierat behov av ytterligare stöd. Detta tyder på att nödvändig kompetens och en tydlig förståelse för behovet av prioritering påverkar tjänstemännens prioriteringar av riskklass. Även för de tjänstemän som angav att nödvändig kompetens för tillsynsarbetet finns i kommunen, mer än fördubblades oddsen att prioritera objekt med riskklass 1 över riskklass 2 (oddskvot 2.297, $p = 0.031$) i valexperimentet. Dessa resultat tyder på att tjänstemän var mer benägna att agera på objekt med högre risk när de hade stöd och kompetens att backa upp sin prioritering. När stöd och kompetens finns skapas en tydlig koppling till att reagera med prioritering på ökande risker. Riskklass är en klassificering i Naturvårdsverkets vägledning MIFO (Naturvårdsverket, 2009) som baseras på en rad faktorer, inklusive typ av föroreningar, koncentrationsnivåer, och den exponering som kan förekomma, vilket kan förklara varför denna prioriteringsgrund väger tyngre hos tjänstemän med större erfarenhet samt tjänstemän från kommuner med större organisatorisk kompetens.

PFAS har på senare tid framträtt som en betydande miljörisk med potentiella negativa effekter på både hälsa och miljö. Därför undersökte vi hur information om att PFAS kan förekomma på ett tillsynsobjekt påverkar tjänstemännens prioriteringar. Oddskvoten för PFAS som explicit nämnd i föroreningarnas farlighet var 5.578 ($p = 0.046$) jämfört med om bly nämndes. Detta gällde för den grupp av tjänstemän som uppgav att kommunen samarbetar med externa experter i arbetet med förorenade områden. Resultatet visade på den högsta oddskvoten för alla riskattribut med indikatorvariabel i studien. Oddsen för att ett objekt prioriteras av tjänstemännen var mer än fem gånger högre när de informeras om att PFAS finns på tillsynsobjektet jämfört med om informationen var bly. Bly har samma farlighetsnivå ”Mycket hög” som PFAS i Naturvårdsverkets vägledningar (Naturvårdsverket, 2009, 2019). För tjänstemän som uppgivit att deras kommun har identifierat ett behov av ytterligare stöd i tillsynsarbetet med förorenade områden, uppvisar förekomst av PFAS hos ett objekt en signifikant påverkan (oddskvot: 3.119, $p = 0.044$) på oddsen att prioritera objektet jämfört med om bly nämns.

Den ökade medvetenheten om PFAS, som lyfts fram i media och forskningsrapporter samt ett regeringsuppdrag till Naturvårdsverket om stärkt samordning och vägledning om PFAS, har utsatt tjänstemän för en större exponering av PFAS-relaterad information. Det bör ge tjänstemännen ett större mentalt fokus på PFAS och göra dem mer benägna att prioritera objekt där PFAS nämns, vilket vi alltså kan bekräfta i valexperimentet. Trots att bly ligger på samma nivå som PFAS i klassificeringen ”föroreningars farlighet” var alltså oddsen 3 till 5 gånger högre att tjänstemännen prioriterade ett objekt med PFAS än ett med bly.

En förklaring är att PFAS och bly här representerar två olika typer av risker. Bly har länge varit känt som en miljö- och hälsorisk, men dess konsekvenser är mer etablerade och väl förstådda. PFAS, å andra sidan, är fortfarande föremål för pågående forskning och diskussion, vilket kan bidra till att tjänstemän är mer känsliga för förekomsten av PFAS på grund av risk- och osäkerhershaversion. De potentiellt och delvis ännu okända farliga egenskaperna hos PFAS, inklusive dess persistens i miljön och bioackumulering, kan alltså göra att tjänstemän upplever dem som en mer kritisk prioritering än bly. Sammantaget, den signifikanta påverkan av PFAS gentemot bly på tjänstemännens prioriteringar tyder på en medvetenhet

och reaktion hos tjänstemännen på aktuella miljöfrågor som går bortom tekniska och vetenskapliga aspekter, och även knyter an till sociala, kulturella och politiska faktorer som formar hur risker uppfattas och hanteras i det praktiska väglednings- och tillsynsarbetet.

Hypotes 2 (H2): Tjänstemän föredrar kostnadseffektiva åtgärder

Tjänstemän från kommuner som genomfört behovsutredningar eller samarbetar med externa experter var mer benägna att prioritera kostnadseffektiva åtgärder. Detta tyder på att tjänstemän som känner att de har ett tydligt underlag från behovsutredningar som visar vilket resursbehov (till exempel antal dagar/årsarbetskrafter eller liknande) som tillsynen över förorenade områden kräver, kan bättre navigera i att samordna kostnadseffektiva åtgärder. Oddskvoten för kostnadseffektiv samordning var 1.009 ($p = 0.040$) bland tjänstemän som uppgav att behovsutredningar har genomförts eller 1.013 ($p = 0.060$) bland tjänstemän som uppgav att den egna kommunen samarbetar med externa experter. Detta jämförs med gruppen tjänstemän som uppger att deras kommun saknar nödvändig kompetens (oddskvot 1.002, $p = 0.806$), saknar behovsutredning (oddskvot 0.996, $p = 0.708$) eller saknar extern expertis (oddskvot 1.006, $p = 0.240$) där oddskvoterna är mindre och inte signifikanta. För tjänstemän från kommuner med lägre organisatorisk kompetens saknas alltså statistisk signifikans för oddsen att prioritera objekt med större potential att samordna kostnadseffektiva åtgärder. Det kan tolkas som att bristen på behovsutredningar och samarbete med externa experter begränsar tjänstemännens fokus att samordna vilka åtgärder som är mest effektiva. Utan grundläggande verktyg för analys och planering kan tjänstemännen sakna den nödvändiga insikten för att identifiera prioriteringar som ger störst åtgärdseffekt för resurserna. Detta visar på vikten av att stärka den organisatoriska kompetensen inom kommunerna, vilket kan leda till mer informerade beslut och effektivare resursanvändning.

Resultatet visar att tjänstemäns medvetenhet om resursbehov leder dem att prioritera lösningar som erbjuder högre kostnadseffektivitet, vilket även påverkas av riskklassens betydelse, särskilt i samband med PFAS (oddskvot 1.013, $p = 0.028$). Resultaten visar även att gruppen kvinnor tenderar att prioritera kostnadseffektivitet i högre grad än män (oddskvot 1.009, $p = 0.058$) på en något högre signifikansnivå.

Hypotes 3 (H3): Tjänstemän undviker objekt som kräver större resurser för tillsynsarbete

Högre resursbehov hos ett objekt minskade oddsen för att objektet prioriteras, med en signifikant negativ påverkan på prioriteringarna i grupper som uppgav att den egna kommunen saknade nödvändig kompetens (oddskvot 0.994, $p = 0.002$) och saknar samarbete med externa experter (oddskvot 0.996, $p = 0.013$). Att oftare stå inför stora resursbehov och knappa resurser kan skapa ett mentalt fokus på resursbehovet hos tjänstemän. För tjänstemän från kommuner med fler än 2 % tillsynsobjekt per capita var oddskvoten för prioritering av objekt med högre resursbehov ännu lägre (oddskvot 0.995, $p = 0.027$). Sammantaget varierade oddskvoterna för resursbehov mellan 0.994 och 0.998 ($p < 0.05$), vilket tyder på att högre resursbehov minskar oddsen för prioritering. För varje timme ökat förväntat resursbehov för ett objekt, minskade oddsen att prioritera objektet med 2 % till 6 %. Tjänstemän som inte är i chefsposition tenderade att nedprioritera objekt med större resursbehov (oddskvot 0.997, $p = 0.014$) liksom tjänstemän med kortare arbetslivserfarenhet än 5 år (oddskvot 0.996, $p = 0.015$). En förklaring kan vara att chefer oftare har ett bredare perspektiv som ser till en större helhet medan icke-chefer och tjänstemän

med kortare erfarenhet oftare hanterar mer avgränsade resurser kopplade till mer begränsade beslutsmandat. Sammanfattningsvis pekar dessa resultat på vikten av att utbilda och stödja icke-chefer och juniora tjänstemän i deras utveckling kring behovsutredningar. Det kan röra sig om mentorskapssystem där mer erfarna tjänstemän kan vägleda och stödja sina kollegor. Genom att skapa en plattform för kunskapsutbyte kan yngre tjänstemän få värdefull insikt och erfarenhet, vilket stärker deras förmåga att fatta välgrundade beslut. För att effektivt kunna bedöma och prioritera resurser bör det också finnas tillgång till verktyg för kostnads- och resursanalys.

Hypotes 4 (H4): Tjänstemän från kommuner med mer utvecklat tillsynsarbete visar tydligare prioriteringsmönster för risker

Tjänstemän från kommuner med välutvecklade tillsynsprocesser visade en högre benägenhet att reagera på ökande risker. Oddskvoten för högre riskklass var 2.241 ($p = 0.028$) bland tjänstemän som uppgav att den egna kommunen genomfört behovsutredning. Som tidigare visats, dubblades oddsen (oddskvot 2.558, $p = 0.029$) att reagera på ökande risker för tjänstemän vars kommun identifierat behov av ytterligare stöd. Den dubblade oddsen bland tjänstemän vars kommuner har identifierat behovet av ytterligare stöd indikerar en koppling mellan att erkänna behovet av resurser och en ökad benägenhet att reagera på risker.

Tjänstemän med 5–15 års erfarenhet uppvisade en signifikant högre prioritering av riskklass (3.740, $p = 0.048$).⁴ En förklaring är att tjänstemän med längre erfarenhet ofta har utvecklat en djupare förståelse för de risker som deras kommuner står inför, samt en större insikt i de konsekvenser som dessa risker kan ha för både miljön och medborgarnas hälsa. Även chefer uppvisade signifikanta resultat, där sannolikheten att prioritera objekt som hotar hälsa och vattenförsörjning var signifikant (oddskvot 1.053, $p = 0.001$). Ett objekt med 1 % högre risk har 5.3 % större odds att prioriteras av chefer. Sammanfattningsvis antyder resultaten att en kombination av strukturerade tillsynsprocesser, erfarenhet och ledarskapsengagemang kan spela en avgörande roll för att påverka hur tjänstemän prioriterar risker. Tjänstemän med större erfarenhet och som kommer från kommuner som har väl utvecklat tillsynsarbete uppvisade alltså större statistiskt signifikanta prioriteringsmönster för risker i valexperimentet.

Hypotes 5 (H5): Tjänstemän från kommuner med mindre utvecklat tillsynsarbete uppvisar svagare mönster i sina prioriteringar

Resultaten indikerar att tjänstemän från kommuner med mindre utvecklat tillsynsarbete uppvisar svagare prioriteringsmönster i valexperimentet. Estimerade oddskvoter för riskattribut är lägre och sällan signifikanta i dessa grupper. Resursbehovet blir en mer avgörande faktor i prioriteringen med följden att oddskvoter för resursbehov blir statistiskt signifikanta i stället. Det gäller för tjänstemän som uppgav att egna kommuner ännu inte identifierat behov av ytterligare stöd (oddskvot 0.994, $p = 0.002$), saknar nödvändig kompetens (oddskvot 0.994, $p = 0.017$) eller saknar samarbete med externa experter (oddskvot 0.996, $p = 0.013$). När det saknas nödvändig kompetens och externa experter sker en förskjutning från objekt med högre risker som prioriteras bort till förmån för objekt med lägre resursbehov. Tjänstemän från kommuner tenderar alltså att låta resursbehovet påverka sina prioriteringar mer än risker med följden att objekt med högre risker oftare prioriteras bort till

⁴ Gruppen med mer än 15 års erfarenhet hade för få observationer för att generera analysresultat.

förmån för de med lägre resursbehov. Denna brist på stöd och resurser kan leda till att färre objekt prioriteras, vilket skapar en ond cirkel där tjänstemän inte får den erfarenhet som behövs för att hantera mer komplexa frågor. Tjänstemän i dessa situationer prioriterar snarare objekt med lägre risker och resurser, vilket kan leda till långsiktiga negativa konsekvenser för miljö och hälsa. Resultaten antyder att det är avgörande för tjänstemännens prioriteringsarbete att kommuner implementerar välstrukturerade tillsynsprocesser som innefattar regelbundna behovsutredningar som genomförs systematiskt och med tydliga rutiner. Genom att skapa en solid grund för att identifiera och bedöma risker, kan tjänstemän bättre hantera de utmaningar som följer med förorenade områden och andra miljöfrågor.

3.4 Slutsatser

Resultaten från vår studie pekar på att en mer strukturerad och kompetensbaserad tillsynsprocess, i kombination med bättre resursfördelning och stöd, till mer stringenta prioriteringar bland tjänstemän. När tillsynsmyndigheter har tillgång till tydliga processer och välutvecklad kompetens hos sina tjänstemän, visar vi på ett samband som stärker tjänstemännens förmåga att identifiera och reagera på ökande risker. Den ökade benägenheten att agera vid höga risknivåer, särskilt när behov av ytterligare stöd har identifierats, understryker vikten av en kontinuerlig utvärdering och anpassning av resurser och kapacitet. Baserat på resultaten från analysen av tjänstemännens prioriteringsmönster i valexperimentet kan vi dra följande policy-slutsatser.

Utveckla och genomför behovsutredningar för att förbättra riskbedömningar

Resultaten visar att tjänstemän som arbetar i kommuner där behovsutredningar genomförts mer effektivt prioriterar objekt med högre risker. Genom att säkerställa att det inom kommuner finns nödvändig kompetens och stöd från externa experter kan de göra bättre avvägningar mellan risker och resursanvändning. Kommuner bör därför prioritera regelbundna och systematiska behovsutredningar i tillsynsarbetet, då detta ger tjänstemän tydligare förståelser för risker och resursbehov.

Stärka den organisatoriska kompetensen i tillsynsarbetet

Kommuner med välutvecklade tillsynsprocesser, som inkluderar stöd från externa experter, uppvisar starkare prioriteringsmönster för att hantera ökande risker. Vidare indikerar resultaten att tjänstemän i kommuner som erkänner behovet av och aktivt arbetar för att förstärka sin tillsyn genom extra stöd, såsom utbildning eller tekniska verktyg, har bättre förutsättningar att reagera på risker. Kommuner kan investera i utbildning och utveckling av personalens tillsynskompetens samt underlätta samarbete med externa experter för att bedöma evidens.

Fokusera på samarbete kring högaktuella miljörisker som till exempel PFAS

Resultaten visar att tjänstemän är mer benägna att prioritera objekt där PFAS påträffas, vilket tyder på att tillsynsvägledning, aktuell forskning och samhällsdiskussioner kan och har påverkat prioriteringarna. Det blir då viktigt att regelverk

stödjer och underlättar tillgången till den senaste forskningen och utvecklar specifika riktlinjer för hantering av nya ämnen som PFAS med vetenskaplig evidens.⁵

Främja kostnadseffektivitet genom strategisk resursfördelning

Tjänstemän i kommuner som genomfört strukturerade behovsutredningar och har stöd från externa experter tenderar också att prioritera kostnadseffektiva åtgärder. Att säkerställa en god resursplanering genom att använda verktyg för kostnadsanalys och utvärdering av åtgärdseffektivitet är avgörande. Styrmedel kan utvecklas som stödjer kommunerna i att identifiera och implementera de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att hantera risker inom förorenade områden.

Fokusera på att minska påverkan av resursbrist i prioriteringar

Vi finner att brist på resurser och stöd tenderar att få tjänstemän att undvika objekt med högre risker till förmån för objekt med lägre resursbehov. Vår studie visar till exempel på en signifikant skillnad mellan tjänstemän i inflyttnings- och utflyttningskommuner inom vilka de sistnämnda har lägre prioriteringar. Regelverk och andra styrmedel kan därför prioritera att skapa mer jämlika förutsättningar genom att tillhandahålla extra resurser och stöd till kommuner med mindre utvecklat tillsynsarbete. Detta kan innefatta att ytterligare utöka statligt stöd eller möjliggörande av delade tjänster mellan kommuner.

Sammanfattningsvis pekar resultaten på att en mer strukturerad och kompetensbaserad tillsynsprocess, i kombination med bättre resursfördelning och stöd, leder till effektivare prioriteringar och hantering av risker inom tillsyn av förorenade områden.

⁵ Även om den ökade prioriteringen av PFAS visar på en respons på media, samhällsdebatt och framväxande vetenskapliga rön, finns också en risk att detta kan avleda uppmärksamhet och resurser från andra lika betydande men mindre samtida uppmärksammade miljörisker. För att motverka denna potentiella snedvridning kan regelverk och vägledningar betona evidensbaserad prioritering och etablera kriterier för prioritering av föroreningar baserat på vetenskapliga riskbedömningar och konsekvensanalyser.

4. Reglering med snedvriden information: Beslutsregler och resultat från offentliga konsultationer

Kapitlet baseras på en studie genomförd av Stefan Ambec och Jessica Coria.

4.1 Inledning

Kapitlet analyserar ett policyförfarande som kan motverka effekter av smudging. Analysen fokuserar på hur tillsynsmyndigheter kan använda även partisk information från olika aktörer, för att fatta rätt beslut i tillsynsarbetet. Studien inkluderar en fallstudie av regleringsbeslut inom offentliga samråd, där intressenter är välinformerade men partiska. Ett ramverk utvecklas för hur denna snedvridna information kan användas av tillsynsmyndigheterna. Ramverket testas på data från kemikalielagstiftning i Europa.

Många offentliga policybeslut involverar någon form av offentlig samrådsprocess. Oavsett om det gäller stadsplanering, infrastrukturinvesteringar eller produkt-säkerhet ombeds intressenter att lämna synpunkter i offentliga kommentarer till de myndigheter som ansvarar för besluten. Den europeiska kommissionens vitbok om styrning, som etablerades 2001, gjorde offentliga samråd till ett centralt verktyg för att öka öppenheten och representativiteten i policybeslut inom områden som finansreglering, flygsäkerhet och kemikaliegodkännande. För att uppfylla sina informationsbehov är offentliga förvaltningar skyldiga att samråda med både intressenter och allmänheten (se t.ex. Beyers och Arras 2020).

Konflikter kring kemikalierisker och säkerhet engagerar en rad intressenter med motstridiga åsikter, vilket gör detta ämne särskilt relevant för vår studie. EU:s omfattande och transparenta samrådsprocess ger oss en unik möjlighet att samla in intressenternas synpunkter och koppla dem till regulatoriska beslut, vilket ger värdefulla insikter i hur partiskhet kan påverka politiska beslut.

Vi finner att företag är mer benägna att motsätta sig reglering, jämfört med andra organisationer. Vidare finner vi att tillsynsmyndigheter oftare fattar beslut som överensstämmer med rekommendationer från sådana intressenter som är mindre benägna att ge vissa typer av förslag (det vill säga, när rekommendationen avviker från gängse mönster av rekommendation från denna intressentgrupp). Företag tenderar att ge fler kommentarer på kemikalier med högt ekonomiskt värde, medan NGO:er och miljöorganisationer riktar in sig på kemikalier med stor skadlighet. Vidare tenderar tillsynsmyndigheter att ge större vikt åt när företag

stödjer att en kemikalie bör regleras. Motsvarande stöd från organisationer saknar statistiskt signifikant effekt på beslutet att reglera eller inte reglera.

4.2 Metod

Vi utvecklar en matematisk modell för att generera beslutsregler som kan vägleda regelsättare i valet att förbjuda eller tillåta en viss kemikalie. I detta beslut vägs för- och nackdelar med reglering av kemikalien in. Modellen inkluderar sannolikhetsfördelningar för intressenternas snedvridningar samt de förväntade ekonomiska fördelarna och miljöskadorna. Tillsynsmyndigheten uppdaterar sannolikheten för att fördelar eller skador inträffar, baserat på den information som tillhandahålls av intressenter. Beslutsfattaren använder Bayesiansk inferens för att göra det bästa möjliga beslutet med det snedvridna underlaget. I kapitlets andra del testas modellens förutsägelser på europeiska data, och metoden förklaras närmare i det avsnittet.

4.3 Resultat och diskussion

4.3.1 Ramverk för reglering med partiska intressenter

Modellen

Här beskrivs modellen kortfattat för att introducera den till icke-ekonomer. Studien presenterar en modell där en tillsynsmyndighet måste besluta om att reglera en potentiellt skadlig produkt. Beslutet baseras på de ekonomiska fördelar (V) och miljö-/hälsoskador (D) som är förknippade med produkten. Tillsynsmyndighetens beslutsregel är att förbjuda produkten om den efterföljande förväntade skadan överstiger den förväntade nyttan ($V < D$). Modellen tar också hänsyn till risken för okända snedvridningar, vilket gör beslutsprocessen ännu mer komplex.

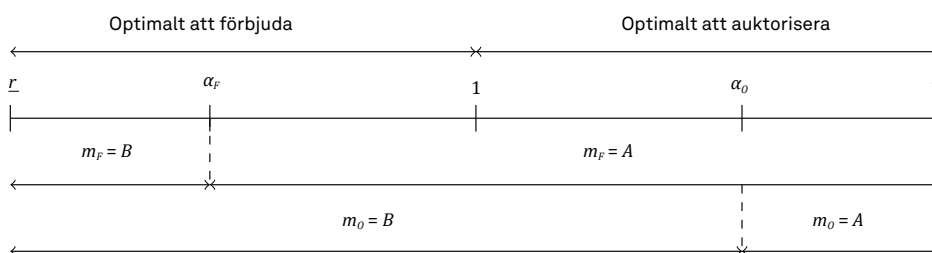
Intressenter tillhandahåller information, som kan vara partisk på grund av deras intressen. Företag kan underskatta kostnaderna för miljöskador, medan NGO och miljöorganisationer kan överdriva dessa skador. Modellen undersöker interaktionen mellan tillsynsmyndigheten och intressenterna, med fokus på hur tillsynsmyndigheten kan fatta välgrundade beslut trots dessa snedvridningar. Tillsynsmyndigheten måste ta hänsyn till dessa snedvridningar för att kunna fatta välgrundade beslut. Modellen använder ett ramverk för så kallade cheap games (eng.), där intressenter skickar kostnadsfria, icke-bindande meddelanden för att påverka tillsynsmyndighetens beslut.

Intressenterna inkluderar företag (som vanligtvis motsätter sig reglering för att skydda företagets vinst), NGO/miljöorganisationer (som förespråkar strängare regler för att skydda miljön och folkhälsan) och offentliga myndigheter (med mindre eller okända snedvridningar). Tillsynsmyndighetens mål är att maximera samhällets välfärd genom att balansera ekonomiska fördelar och miljörisiker.

Samråd med två intressenter med motsatt partiskhet

I studien undersöks ett scenario där tillsynsmyndigheten konsulterar två intressenter med motsatta snedvridning. Syftet med detta tillvägagångssätt är att balansera snedvridningarna i den information som lämnas. Modellen visar att när tillsynsmyndigheten är medveten om snedvridningarna kan de bättre tolka de motstridiga budskapen, vilket leder till mer informerade och balanserade reglerings-

beslut. Till exempel, om ett företag och en miljöorganisationer ger motsatta åsikter om en produkts säkerhet, kan tillsynsmyndigheten dra slutsatsen att den verkliga risken kan ligga någonstans mellan de två ytterligheterna. Denna metod hjälper tillsynsmyndigheten att navigera i den strategiska manipulationen av information och fatta mer korrekta beslut. Det optimala beslutet och typ av förslag som skickas av varje intressent visas i Figur 10.



Figur 10. Reglerarens optimala beslut baserat på arten av partsinlagor från två typer av intressenter: ett företag (F) och en organisation (O), som skickar partsinlagor till regleraren i form av kommentarer (m) som överensstämmer med ($m_F = A$, $m_O = B$) eller särskiljer sig från ($m_F = B$, $m_O = A$) intressentens vanliga kommentarer baserat på dess vanliga preferens (α).

I figuren finns det två typer av intressenter: företag (F) och organisationer (O) (icke-statliga organisationer, miljö- och hälsomyndigheter). Alla intressenter är partiska i fråga om regleringens utfall. Intressent av typ T har en preferens representerad av netto nyttan

$$V - \alpha_T D \text{ om produkten godkänns, och } 0 \text{ om den förbjuds, för } T = F, O.$$

En intressent T är mer i linje med det samhälleliga intresset när α_T är nära 1. Det är allmänt känt att $\alpha_F < 1 < \alpha_O$: företag lägger större vikt vid det ekonomiska värdet och mindre vid hälsoskador eller miljöskador, medan det omvända gäller för organisationer. Det vill säga, riktningen på partiskheten (ekonomiska vinster för företag och hälsa/miljöskydd för organisationer) är offentlig information.

Att arbeta med produktens förväntade samhällsnytta, definierad som $r \equiv V/D$ är praktiskt. Ur ett samhälleligt perspektiv bör produkten godkännas om $r \geq 1$ och förbjudas om $r < 1$. Utan att ta hänsyn till intressenters åsikter beslutar tillsynsmyndigheten baserat på det förväntade värdet: produkten godkänns om $E[r] \geq 1$ och förbjuds om $E[r] < 1$.

Intressenternas partiskhet kan kopplas till det förväntade värdet på ett enkelt sätt. Intressent T föredrar att produkten godkänns om $V - \alpha_T D \geq 0$, det vill säga om $r \geq \alpha_T$. Intressenten föredrar att produkten förbjuds om $r < \alpha_T$. Därför skulle ett företag vilja godkänna en produkt som egentligen borde regleras, så länge $1 > r \geq \alpha_F$. På motsvarande sätt skulle en organisation vilja förbjuda en produkt som borde godkännas, så länge $1 > r > \alpha_O$.

Konsultationsprocessen ger intressenter möjlighet att lämna kommentarer om produkten. Kommentaren rekommenderar att produkten godkänns eller förbjuds. Vi betecknar kommentaren från intressent $T = F, O$ som m_T . Kommentaren $m_T = A$ rekommenderar godkännande, medan $m_T = B$ rekommenderar ett förbud. Tillsynsmyndigheten baserar sitt beslut på de mottagna kommentarerna.

Som visas i figuren, vid extrema värden på r , skickar båda intressenter samma kommentar:

- $m_F = m_O = B$ när $r < \alpha_F$,
- eller $m_F = m_O = A$ när $r \geq \alpha_O$.

I dessa fall är de överens om den rekommenderade åtgärden, och tillsynsmyndigheten följer korrekt deras råd.

Om $r < \alpha_F$, rekommenderar företaget ett förbud trots att det värderar det ekonomiska mer än miljö- eller hälsoskador. Eftersom $\alpha_F \leq 1$, innebär en kommentar från ett företag som rekommenderar ett förbud att $r < 1$, vilket garanterar att tillsynsmyndigheten fattar rätt beslut genom att förbjuda produkten.

På motsvarande sätt, om $r \geq \alpha_O$, rekommenderar organisationen att produkten godkänns, även om den vanligtvis prioriterar potentiella skador över ekonomiska vinster. Eftersom $\alpha_O \geq 1$, innebär en kommentar som rekommenderar godkännande från en organisation att $r \geq 1$, vilket säkerställer att tillsynsmyndigheten godkänner produkten korrekt.

Sammanfattningsvis, tillsynsmyndigheten fattar rätt beslut när båda intressenter lämnar samma kommentar, oavsett om de rekommenderar godkännande eller förbud. Men för mellannivåer där $\alpha_F \leq r < \alpha_O$, kan tillsynsmyndigheten fatta bättre beslut genom att ta hänsyn till intressenternas partiskhet. I dessa fall ger en mer avancerad version av den matematiska modellen – som inkluderar tre typer av intressenter: företag, organisationer samt nationella myndigheter (som är kända för att vara mindre partiska, men kan luta åt att vara antingen företagsvänliga eller miljövänliga) – upphov till tre viktiga förutsägelser.

Förutsägelse 1: Företag (resp. organisationer) är mer benägna att rekommendera auktorisering (resp. förbud) för en viss produkt. Andelen intressenter av varje typ som rekommenderar godkännande (resp. förbud) ökar (resp. minskar) med den ekonomiska nyttan V och minskar med miljöskadan D .

Förutsägelse 2: Tillsynsmyndigheten är mer benägen att förbjuda en produkt om hon får rådet att göra det av ett företag snarare än av en organisation. Omvänt är hon mer benägen att godkänna en produkt om rådet kommer från en organisation istället för ett företag.

Förutsägelse 3: Om företag och organisationer inte håller med är det mer sannolikt att tillsynsmyndigheten följer andra myndigheternas råd.

4.3.2 Dataanalys av offentliga konsultationer om Kemikalierreglering i EU

Här skiftar vi från teoretisk analys till empirisk analys av hur intressenters partiskhet påverkar regleringen av farliga kemikalier i Europeiska unionen, specifikt under REACH-programmet. Vi undersöker om den teoretiska modellens förutsägelser stämmer överens med faktiska utfall av reglering, med fokus på offentliga samråd som en viktig aspekt av beslutsprocessen. Vidare undersöker vi om vissa förutsägelser från modellen är förenliga med data för verkliga beslut om reglering, nämligen:

- (i) Förutsägelse 1 (partiska intressenter): Företag (resp. organisationer) tenderar att motsätta sig (resp. stödja) regleringen av kemikalier för ett givet ekonomiskt värde och potentiell skada.
- (ii) Förutsägelse 2 (s sofistikerad reglerare): Stöd (resp. motstånd) mot reglering har en högre inverkan på sannolikheten för att reglera kemikalierna om det kommer från företag (resp. organisationer).

- (iii) Förutsägelse (s sofistikerad reglerare): Om företag och organisationer inte är överens, är det mer sannolikt att tillsynsmyndigheten följer myndigheternas rekommendationer.

Först beskriver vi våra data. Sedan undersöker vi förutsägelser (i) genom att relatera företags och organisationers kommentarer med två proxyvariabler för förväntat ekonomiskt värde V och förväntad miljöskada D. Därefter undersöker vi förutsägelser (ii) och (iii) genom att relatera beslutet att reglera eller inte reglera en kemikalie till det relativa stödet från företag, nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer.

4.3.2.1 ÖVERSIKT ÖVER KEMIKALIEFÖRORDNINGEN I EU

Som beskrivs i kapitel 2 syftar REACH-programmet till att kontrollera riskerna med kemikalier som kan vara farliga för människors hälsa och miljön. Regleringsprocessen består av två huvudsteg:

1. Införande i kandidatförteckningen för ämnen som uppskattas vara särskilt skadliga (SVHC-ämnen), vilket främst baseras på kemikaliers inneboende egenskaper.
2. Införande i godkännandeförteckningen, som är mer komplex och tar hänsyn till både kemikaliernas egenskaper och deras socioekonomiska konsekvenser, såsom volym och användningsmönster.

Offentliga samråd spelar en avgörande roll i båda stadierna och gör det möjligt för intressenter – inklusive företag, NGO/miljöorganisationer och nationella myndigheter – att lämna synpunkter som kan påverka om en kemikalie är reglerad.

I februari 2022 hade Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) föreslagit 202 kemikalier för inkludering på Auktorisationslistan (kemikalier i denna lista anses särskild skadliga och är föremål för bindande reglering), varav 120 slutligen inkluderades. Kommentarer från intressenter mottogs för 201 av dessa kemikalier. Vår analys baseras på 4 939 kommentarer från 1245 intressenter under offentliga samråd och undersöker deras påverkan på det slutliga regulatoriska beslutet. Reglering definieras som beslutet att lägga till en kemikalie på Auktorisationslistan och därmed underkasta den bindande krav.

Kommentarerna skrevs av branschrepresentanter, nationella myndigheter och NGO:er och uttryckte antingen stöd eller motstånd mot regleringen. Stödjande kommentarer betonade ofta kemikaliens farliga egenskaper, såsom cancerframkallande eller miljömässig persistens, medan motstående kommentarer ifrågasatte bevisens tillräcklighet, föreslog alternativa åtgärder eller lyfte ekonomiska konsekvenser.

Kategoriseringen av kommentarerna gjordes manuellt genom att analysera språkbruk och argumentation. Majoriteten var tydliga i sitt stöd eller motstånd, men vissa tekniska analyser krävde en mer noggrann bedömning av ton och sammanhang. Syftet var att säkerställa enhetlighet och noggrannhet i analysen.

I Tabell 10 sammanfattas kommentarerna efter typ av inlämnare och hur ofta de stödjande kommentarerna inträffar. Tabellen visar vissa mönster för de synpunkter som lämnats in av olika intressenter under offentliga samråd om kemikaliebestämmelser. Största delen av remissvaren lämnades in av företag och industriorganisationer (3, 610), varav endast 3 procent stödde regleringen. Däremot var NGO/miljöorganisationer mycket stödande: 90 % av deras kommentarer som

gynnade reglering, även om de bidrog med mycket färre kommentarer (13.3 % av det totala antalet). De nationella myndigheterna, som svarade för 13.6 % av kommentarerna, stödde också starkt lagstiftning (81 %), men till skillnad från företag och NGO/miljöorganisationer uppvisade de större variationer i sina svar. Denna variation tyder på att de nationella myndigheterna kan vara mindre partiska, eftersom de förväntas balansera flera olika intressen.

Tabell 10. Kommentarer inom ramen för de offentliga samråden.

Av	# N	# C	Stöd	Std. Avvikelse
Företag/Industri	1,164	3,610	0.03	0.05
Nationella myndigheter	26	671	0.81	0.27
NGO:er/Miljöorganisationer	65	658	0.90	0.04
Alla	1,245	4,939	0.25	0.08

Anm.: Tabell 10 visar antalet intressenter som kommenterar (# N), antalet kommentarer (# C), procentandelen kommentarer per intressent som stöder reglering (Support) och standardavvikelsen för kommentarerna från intressenterna i varje grupp (Std. Dev).

Vi aggregerar informationen som beskrivs i Tabell 10 (dvs. antalet kommentarer och stöd för reglering från olika intressenter) per kemikalie. Dessa data kompletterades med information om kemikaliers inneboende egenskaper samt antalet länder där företag aktivt producerar eller använder kemikalierna (aktiva registranter). Denna information har samlats in av Coria et al. (2022).

I vår analys använder vi deras CMR-score, som är en indikator på intensiteten av kemikaliers cancerframkallande (C), mutagena (M) och reproduktionstoxiska (R) egenskaper. Detta mått baseras på andelen företag inom Europeiska ekonomiska samarbetsområdet (EEA) – inklusive tillverkare, importörer, återimportörer, producenter av specifika produkter, formulerare, distributörer och återförsäljare – som klassificerar kemikalien med en av koderna för CMR-egenskaper enligt EU:s förordning om klassificering, märkning och förpackning. Ett högre CMR-score indikerar att kemikalien är farlig i ett brett spektrum av potentiella användningar, vilket därmed innebär högre risker.

Analysen av egenskaperna hos de kemikalier som mottagit kommentarer och hur dessa kommentarer har påverkat beslut om inkludering på Auktorisationslistan leder till tre huvudsakliga resultat som förklaras nedan.

4.3.2.2 ANALYSEN VISAR PÅ VILKET SÄTT INTRESSETER OCH TILLSYNSMYNDIGHETER ÄR PARTISKA

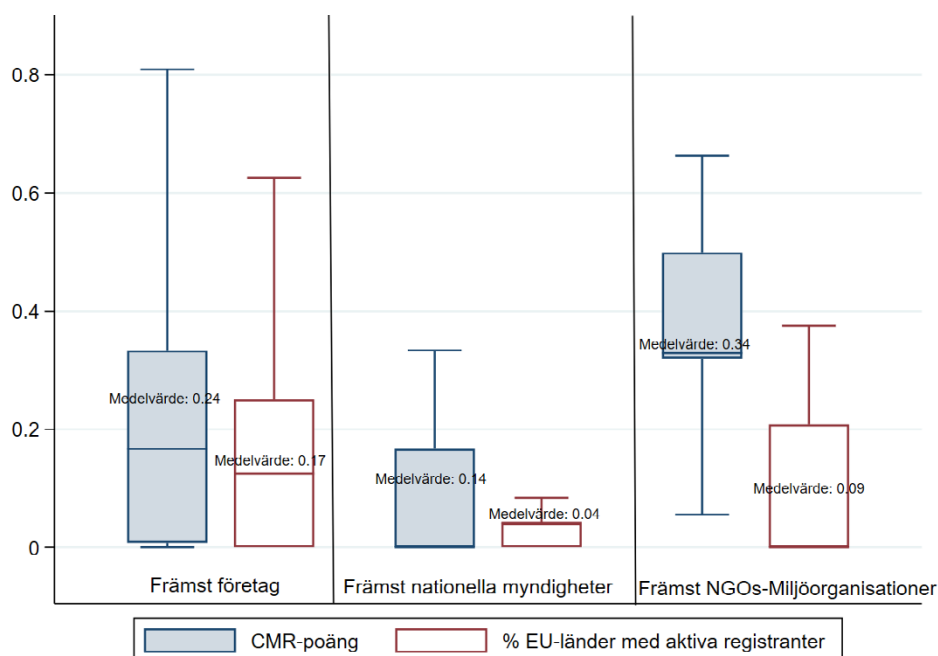
Företag tenderar att motsätta sig regleringar, särskilt för kemikalier med högt ekonomiskt värde. Deras synpunkter är till stor del inriktade på kemikalier som används i stor utsträckning i flera EU-länder, vilket återspeglar deras intresse av att skydda de ekonomiska fördelarna.

NGO/miljöorganisationer stöder generellt reglering, särskilt för kemikalier med höga potentiella miljö- och hälsorisker. Deras kommentarer är mer benägna att fokusera på de farligaste kemikalierna, oavsett deras ekonomiska värde.

Nationella myndigheter ger mer varierade kommentarer, ibland för och ibland emot lagstiftning. Denna variation tyder på att de kan vara mindre partiska jämfört med företag och NGO/miljöorganisationer, eftersom de förväntas balansera flera intressen, inklusive ekonomiska, miljömässiga och folkhälsomässiga överväganden.

4.3.2.3 FÖRETAGS KOMMENTARER FOKUSERAR PÅ HÖGVÄRDIGA KEMIKALIER; KOMMENTARER FRÅN NGO/MILJÖORGANISATIONER RIKTAR IN SIG PÅ KEMIKALIER MED HÖG SKADA

I Figur 11 visas egenskaperna hos de kemikalier som främst fick kommentarer från företag jämfört med de kemikalier som främst fick kommentarer från nationella myndigheter respektive från NGO/miljöorganisationer. Relativt sett utgör kemikalierna som fick majoriteten av sina kommentarer från företag 88 % av alla kommentarer. I kontrast utgör de kemikalier som fick majoriteten av sina kommentarer från NGO/miljöorganisationer 6 % av alla kommentarer. Som visas i Figur 11 är de kemikalier som fick flest kommentarer från företag, i genomsnitt, producerade/använda i fler EU-länder än de som fick flest kommentarer från nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer. Däremot har NGO/miljöorganisationer fokuserat på kemikalier med hög skadeverkan, medan inga tydliga trender framkom när det gäller nationella myndigheter. Figur 11 visar därmed mönster i hur olika intressenter prioriterar vilka kemikalier de kommenterar. De kemikalier som får flest kommentarer från företag tenderar att ha högre ekonomiskt värde, vilket speglar dessa intressenters prioritering av ekonomiska överväganden. När NGO/miljöorganisationer är de huvudsakliga kommentatorerna handlar det oftast om kemikalier som uppfattas som farligare, eftersom NGO/miljöorganisationer prioriterar miljö- och folkhälsorisker. När myndigheter leder i kommenteringen framträder dock ingen tydlig tendens, vilket potentiellt kan indikera en mer balanserad syn eller reglerande övervakning. Dessa mönster tyder på att intressenternas kommentarer speglar underliggande preferenser för ekonomiska intressen, miljö- och hälsorisker, eller reglerande tillsyn, respektive.



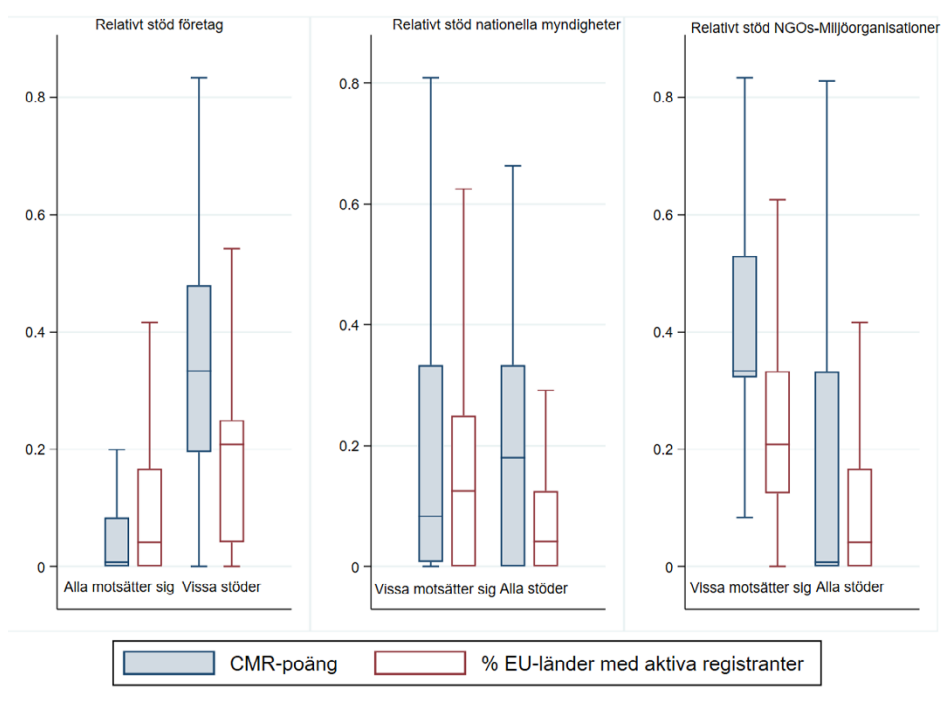
Figur 11. Egenskaper hos de kemikalier som föreslagits för reglering och synpunkter från berörda parter. Figur 4 visar CMR-poäng och andelen EU-registrerade ämnen med aktiva registranter för kemikalier föreslagna för reglering. Vi jämför kemikalier där de flesta kommentarerna kom från företag (n = 131), nationella myndigheter (n = 39), eller NGO/miljöorganisationer (n = 31). 'Främst företag' innebär att företag lämnat fler kommentarer än både nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer; samma logik gäller för de andra kategorierna.

Stödet för reglering från företag, nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer varierar beroende på kemikaliernas egenskaper

I Figur 12 visas hur stödet för reglering från företag, nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer förändras beroende på kemikaliernas egenskaper. I Panel (a) jämförs kemikalier där alla företag motsätter sig reglering med kemikalier där vissa företag stödjer reglering. I Panel (b) jämförs kemikalier där alla nationella myndigheter stödjer reglering med kemikalier där vissa myndigheter motsätter sig reglering. I Panel (c) jämförs kemikalier där alla organisationer stödjer reglering med kemikalier där vissa organisationer motsätter sig reglering.

Figuren visar att företagens stöd för reglering ökar med den potentiella skadan från kemikalier, eftersom vissa företag stödjer reglering av mer farliga kemikalier. Samtidigt minskar NGO-stöd för reglering när kemikalierna har högre ekonomiskt värde, även om de är farliga. Myndigheter tenderar att stödja reglering av kemikalier med högre fara och lägre ekonomiskt värde. Sammanfattningsvis visar Figur 12 att stödet för reglering påverkas både av kemikaliernas skadlighet och deras ekonomiska betydelse.

Slutligen noterar vi att de kemikalier som stöds av alla nationella myndigheter tenderar att ha högre genomsnittliga risknivåer och produceras/används i färre EU-länder jämfört med de kemikalier där vissa myndigheter motsätter sig reglering. Detta innebär – i linje med vår teoretiska förutsägelse – att stödet för reglering ökar med vår måttstock för skada och minskar med vår måttstock för ekonomiskt värde.

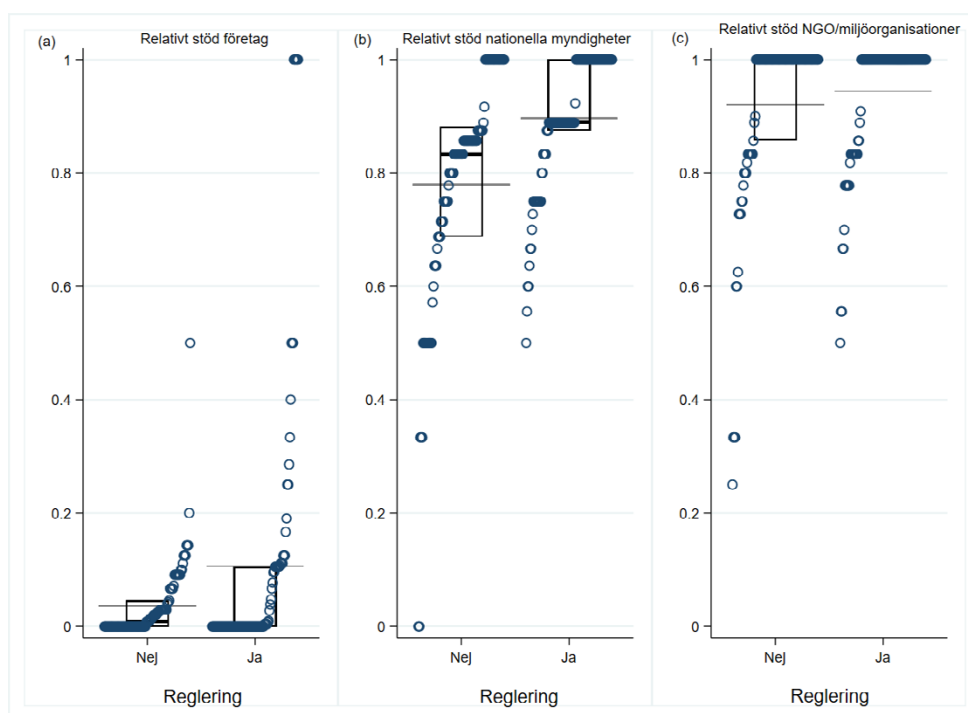


Figur 12. Egenskaper hos de kemikalier som föreslagits för reglering, och stöd från olika intressenter.

Anm.: Figur 12 visar CMR-poäng och andelen EU-aktiva registranter för kemikalier föreslagna för reglering. Panel (a) jämför kemikalier där alla företag motsätter sig reglering (91) med de där vissa företag stöder den (81). Panel (b) jämför kemikalier där alla nationella myndigheter stöder reglering (66) med de där vissa motsätter sig (132). Panel (c) jämför kemikalier där alla organisationer stöder reglering (149) med de där vissa motsätter sig (52).

4.3.2.5 REGLERINGSMYNDIGHETER PRIORITERAR STÖD FRÅN FÖRETAG OCH NATIONELLA MYNDIGHETER ÖVER STÖD FRÅN NGO OCH MILJÖORGANISATIONER

I Figur 13 visas det relativa stödet från företag, nationella myndigheter och NGO/ miljöorganisationer för kemikalier som slutligen reglerades. Figuren visar att stödet från alla intressenter var högre för de kemikalier som reglerades jämfört med de som inte reglerades. Till exempel var det genomsnittliga stödet från företag, nationella myndigheter, och organisationer för reglerade kemikalier 11 %, 90 % respektive 94 %, medan stödet för icke-reglerade kemikalier var lägre: 4 %, 78 % respektive 92 %. Detta tyder på att stöd från företag och nationella myndigheter har större betydelse för om en kemikalie slutligen regleras jämfört med stöd från organisationer. I följande avsnitt utforskar vi detta ytterligare med hjälp av regressionsanalys.



Figur 13. Relativt stöd för kemikaliereglering från företag, nationella myndigheter och NGO/ miljöorganisationer. Figuren visar den kumulativa fördelningen av detta stöd med kvantil-diagram och referenslinje för medelvärdet. Panel (a) jämför stödet från företag för reglerade ($n = 101$) och icke-reglerade ($n = 81$) kemikalier. Panel (b) visar stödet från nationella myndigheter för reglerade ($n = 106$) och icke-reglerade ($n = 92$) kemikalier. Panel (c) jämför stödet från NGO/ miljöorganisationer för reglerade ($n = 106$) och icke-reglerade ($n = 95$) kemikalier.

4.3.2.4 REGRESSIONSANALYSEN VISAR ATT INTRESSENTERNAS KOMMENTARER HAR SNEDVRIDANDE EFFEKT PÅ REGLERING

I det här avsnittet undersöker vi hur antalet kommentarer och stödnivåer från olika intressenter påverkar sannolikheten för att kemikalier regleras. Med logistisk regressionsanalys visar vi (Tabell 5) att både antalet kommentarer från nationella myndigheter och deras övergripande stöd är viktiga för reglering, även när man kontrollerar för kemikaliernas egenskaper. Resultaten indikerar också att stöd från företag och nationella myndigheter har en signifikant positiv effekt på sannolikheten för reglering, medan stöd från NGO och miljöorganisationer inte har någon statistiskt signifikant effekt. Detta stämmer överens med vår teoretiska ram, där företagens stöd för reglering är ovanligt och därför mer påverkar beslutet, medan NGO oftare stödjer reglering, vilket gör deras stöd mindre avgörande. Dessutom, som vår teoretiska analys förutspår, om företag och organisationer inte är överens, är det mer sannolikt att tillsynsmyndigheten följer myndigheternas rekommendationer. Som den beskrivande analysen visar är organisationer och företag oftast oense om behovet av reglering. Den statistiskt signifikanta effekten av stödet till nationella myndigheter i regressionerna kan då betraktas som en bekräftelse av denna hypotes.

Som tidigare diskuterats representerar de nationella myndigheterna en heterogen grupp, där de ibland kommenterar tillsammans med andra nationella intressenter och ibland är de enda bidragsgivarna från sitt land. I vår analys visar vi att deras inflytande på sannolikheten för reglering minskar när de är de enda som lämnar synpunkter. När flera intressenter bidrar, ökar informationsvärdet och ger en mer nyanserad förståelse för myndigheterna. Vi finner också att relativt stöd från intressenter har större påverkan på regleringsbeslut än extrema åsikter. I en separat analys undersökte vi hur antalet länder som kommenterar och andelen länder som stödjer reglering påverkar sannolikheten för reglering. Vi finner att nationella myndigheter visar starkare stöd när de är de enda som kommenterar, men deras stöd minskar när de kommenterar tillsammans med företag.

En kan förvänta sig att dessa variabler är relevanta om beslutsfattare prioriterar majoritetsstöd bland länder när de beslutar om att reglera en kemikalie. Vår analys visar dock inga statistiska bevis som stöder denna uppfattning, eftersom båda variablerna visar sig vara statistiskt insignifikanta. Dessutom förblir våra resultat robusta även när de inkluderas. Detta tyder därför på att den information som lämnas av olika typer av partiska intressenter väger tyngre i beslutsfattandet än förekomsten av nationella majoriteter bland de länder som lämnar synpunkter.

Tabell 5. Effekter av antalet kommentarer och relativt stöd från olika intressenter på sannolikheten för reglering.

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Antal kommentarer från företag	0.02 (0.05) [0.61]	0.08 (0.05) [0.17]	0.09 (0.05) [0.10]	-0.03 (0.04) [0.43]	0.03 (0.04) [0.45]	0.03 (0.04) [0.43]
Antal kommentarer från myndigheter	1.43*** (0.27) [< 0.01]	1.46*** (0.29) [< 0.01]	1.46*** (0.29) [< 0.01]	1.30*** (0.28) [< 0.01]	1.49*** (0.39) [< 0.01]	1.49*** (0.40) [< 0.01]
Antal kommentarer från NGO:er/ miljöorganisationer	-0.28 (0.26) [0.29]	-0.06 (0.39) [0.89]	-0.10 (0.40) [0.81]	-0.22 (0.31) [0.48]	-0.34 (0.43) [0.42]	-0.35 (0.42) [0.42]
Relativt stöd (RS)	2.36*** (0.76) [< 0.01]	1.85** (0.89) [0.04]	1.90** (0.88) [0.03]			
RS företag				2.24** (1.07) [0.04]	2.78* (1.60) [0.08]	2.75* (1.56) [0.08]
RS myndigheter				3.54*** (1.12) [< 0.01]	3.13* (1.64) [0.06]	3.14* (1.63) [0.06]
RS NGO:er/miljöorganisationer				0.99 (1.00) [0.32]	2.38 (1.57) [0.13]	2.38 (1.37) [0.13]
Kontroll CMR-egenskaper		X	X		X	X
Kontroll övriga farliga egenskaper		X	X		X	X
Kontroll % EU-länder AR		X	X		X	X
Kontroll antal kemikalier i förslaget			X			X
R ²	0.21	0.39	0.40	0.26	0.45	0.45
N	201	193	193	198	191	191

Anm.: I Tabell 5 redovisas resultaten av regressioner för sannolikheter, där regleringen förklaras som en funktion av kvadratroten till antalet kommentarer från företag, nationella myndigheter och NGO/miljöorganisationer. Organisationer; deras relativa stöd för förordningarna, kontrollerna av kemikaliernas farliga egenskaper, andelen EU-länder med aktiva registreringspersoner (vi använder denna term för att beskriva länder där det finns företag som producerar eller använder kemikalien) och antalet kemikalier som diskuterades i samma lagstiftningsförslag (dvs. en dummyvariabel redovisning för om förslaget gäller en enda kemikalie eller en grupp av kemikalier). Den beroende variabeln är en indirekt variabel som har ett värde som är lika med ett för kemikalier som ingår i tillståndslistan och noll annars. Robusta standardfel inom parentes och p-värden inom parentes. *p-värde < 0,1, **p-värde < 0,05, ***p-värde < 0,01.

4.4 Slutsatser

I kapitlet utvecklar vi ett ramverk för att analysera hur partiska intressenter påverkar regulatoriska beslut, och hur regleraren kan använda denna information för att förbättra utformningen av reglering. Vi testar tre huvudhypoteser genom en fallstudie om kemisk reglering i Europa: För det första är företag mer benägna att motsätta sig reglering än organisationer. För det andra är tillsynsmyndigheter mer benägna att fatta beslut i linje med sådana rekommendationer som avviker från den vanliga positionen från den intressentgruppen. För det tredje, stöd från offentliga myndigheter är avgörande när företag motsätter sig reglering och organisationer stödjer den.

Vår analys visar att företag ofta kommenterar kemikalier med högt ekonomiskt värde, medan NGO/miljöorganisationer fokuserar på kemikalier med stor skada. Vi finner också att tillsynsmyndigheter lägger större vikt vid rekommendation att reglera, när rekommendationen kommer från företag och myndigheter än från organisationer. En sådan rekommendation att reglera, som kommer från organisationer, saknar statistiskt signifikant effekt.

5. Slutsatser och förslag

Rapporten består av tre övergripande delar, som behandlar gap och snedvridningar inom kunskap om riskfulla kemikalier, hantering av osäkerhet i tillämpning av miljöreglering, respektive ett bidrag till förbättrad policy på kemikalieområdet. Rapporten presenterar kvantitativa bevis för att snedvridningar förekommer både vid framtagandet av kunskap och vid användningen av denna kunskap inom miljöreglering på kemikalieområdet.

Först undersöktes kunskapsluckor och snedvridningar i den vetenskapliga kunskapen om riskfyllda kemikalier – oavsett typ av forskningsutförare, inklusive studier från företag. Analysen fokuserar på de senaste två decennierna. Resultaten visar att forskningen främst fokuserar på ett fåtal kemikalier, särskilt tungmetaller, där 65 kemikalier står för hälften av alla förekomster i litteraturen. För ett stort antal kemikalier saknas eller finns endast begränsad kunskap, och den kunskap som finns genereras ofta genom företagsanknuten forskning. Under de senaste 20 åren har forskningsinriktningen förändrats, med ett minskat fokus på växtskyddsmedel och en ökad forskning om läkemedel.

Därefter togs denna analys vidare, för att undersöka gap och snedvridningar i de beslutsunderlag som redan format EU:s kemikalielagstiftning REACH. Korrekt vetenskaplig data i REACH-registreringar och vid registrering av växtskyddsmedel är avgörande för kemikaliesäkerheten. Studien visar dock att beslutsunderlagen i REACH-registret ofta utelämnar viktig vetenskaplig kunskap. Därutöver skiljer sig akademisk forskning från företagsforskning genom att testa kemikalier med nya teorier och metoder. I kontrast, till skillnad från akademiska studier tenderar företagssponsrad vetenskap att rapportera resultat från standardiserade tester och producerar färre alarmistiska extremvärden. För att förhindra framtida skador orsakade av kemikalier finns därför ett behov av att anpassa regleringen så att resultat från icke-standardiserade studier snabbare kan inkorporeras i beslut.

Den tredje studien fokuserar på växtskyddsmedel och utvecklar mått för att mäta vetenskaplig konsensus genom att jämföra akademiska och företagsstudier. Även inom detta område uppvisar akademiska studier större spridning i resultaten, och fler extremvärden, medan företagsstudier är mer konsekventa. Litteraturen indikerar att detta kan förklaras av att företag, genom sitt vinstintresse, använder sig av standardiserade tester. Vår analys visar att godkända växtskyddsmedel har lägre spridning i effektkoncentrationer än förbjudna/på väg att förbjudas växtskyddsmedel. Vi fann inte bevis på att regleringsstatus (godkänd, förbjuden/på väg att förbjudas) var kopplad till förekomsten av extremvärden.

Den fjärde studien analyserar nästa steg i policyprocessen, nämligen tillämpning av policy, i komplexa beslutssituationer. Fokuset är en fallstudie om förorenad mark i Sverige, där vi analyserar tjänstepersoners beslut om vilka områden som ska prioriteras för sanering. Genom en multivariat statistisk modell, i detta fall ett så kallat valexperiment, visar vi att tjänstemännens prioriteringar påverkas av riskattribut som riskklass, föroreningar (inklusive PFAS och bly), samt hot mot hälsa och vattenförsörjning, särskilt vid objekt kopplade till vattenförekomster med dålig status. Effekten av dessa attribut varierar dock beroende på kommunens organisatoriska förutsättningar. Tjänstemän från kommuner med genomförda

behovsutredningar och tillgång till kompetens samt extern expertis tenderade att prioritera objekt med högre risker oftare. Kostnadseffektivitet och resursbehov spelar även en roll. I kommuner med brist på kompetens och stöd tenderade tjänstemän att prioritera objekt med lägre resursbehov framför objekt med högre risker. Prioriteringskriterier som översvämning, skred eller åtgärds kostnad i relation till markvärde användes dock inte av tjänstemännen.

Den avslutande studien utvecklar ett ramverk för att ge vägledning om hur information producerad av partiska intressenter kan användas för att fatta korrekta beslut om att reglera eller inte reglera kemikalier. Tre hypoteser testas genom en fallstudie om kemikaliehantering i Europa: att företag oftare motsätter sig regleringar än organisationer; att tillsynsmyndigheter i högre grad lyssnar på rekommendationer som avviker från vad man normalt förväntar sig från en viss typ av intressent; samt att stöd för reglering från offentliga myndigheter är avgörande när företag motsätter sig regleringen och organisationer stödjer den.. Analysen visar att företagets kommentarer fokuserar på kemikalier med högt ekonomiskt värde, medan NGO:er och miljöorganisationer fokuserar på kemikalier med stor skadlighet. Vidare finner vi att tillsynsmyndigheter lägger större vikt vid rekommendationer om att reglera en kemikalie (jämfört med att inte reglera kemikalien) från företag och myndigheter, än från NGO:er och miljöorganisationer.

Flera viktiga slutsatser kan dras angående missförhållanden och otillräckliga incitament i produktion, spridning och omhändertagande av kunskap om skadliga kemikalier. När det gäller produktionen av kunskap framgår det att incitamenten behöver ändras, för att öka oberoende forskning avseende den växande kemiska mångfalden och möta samhällets behov av fullgod objektiv vetenskaplig information.

En annan slutsats rör tillgodogörandet av forskningsresultat: Policy behöver inkludera fler relevanta datapunkter, särskilt de som indikerar hög toxicitet. I nuläget ignoreras en stor del av forskningsresultaten i den data som registreras hos ECHA, vilket är ett problem. För att förbättra detta behöver ECHA stärka kontrollen av den data som används för kemikaliebedömningar. Exempelvis kan automatiserad screening av indata och relaterade databaser användas för att identifiera avvikande mönster som kräver närmare granskning. Dagens kontroll fokuserar mest på att säkerställa att informationen är fullständig, men större vikt bör läggas vid att bedöma om informationen är korrekt, rimlig och representativ, med särskilt fokus på risk.

Tillsynsmyndigheter behöver skapa processer för att identifiera och beakta effektstudier där konsensus saknas, för att skaffa sig en tidigare och mer nyanserad bild av potentiella risker och agera snabbare och mer proaktivt för att skydda miljö och hälsa. Brist på konsensus kan vara ett tecken på behovet av framtida regleringar, särskilt för kemikalier med stor spridning och kontroversiell karaktär. Akademiska studier, som ofta identifierar nya risker, spelar en avgörande roll för att förbättra riskbedömningar och påskynda åtgärder som skyddar både miljön och människors hälsa.

Inom tillsynen av förorenade områden finns flera förbättringsbehov, vilka redogörs för i detalj slutsatserna till kapitel 3. Det innefattar att genomföra behovsutredningar för att stärka riskbedömningar, höja den organisatoriska kompetensen inom tillsynen och fokusera på samarbete kring aktuella miljörisker, som PFAS. Dessutom krävs en strategisk resursfördelning för att främja kostnadseffektivitet och ett särskilt fokus på att minimera effekterna av resursbrist i prioriteringsarbetet.

Av rekommendationerna följer att en framtida forskningsfråga är hur akademisk forskning i högre grad kan integreras i beslutsunderlag för reglering. Ett viktigt bidrag vore att undersöka strategiska, snarare än oavsiktliga, snedvridningar i beslutsprocesser, inklusive deras karaktär, omfattning och drivkrafter, samt hur styrmedel kan användas för att begränsa sådana snedvridningar. Det finns även ett behov av att identifiera modeller och finansieringslösningar som kan anpassa akademins fokus på nya forskningsrön till regleringsprocessens krav på standardiserade och ofta kostsamma tester. Metoden med valexperiment kan med fördel användas mer, för att förbättra förståelsen av beslutsfattandet som sker inom miljötillsyn. En väl fungerande tillsyn är en förutsättning för effektiv miljöpolitik. Men i många fall försämras tillsynsarbetet av otillräckliga incitament för myndighetspersoner, samt brister i organisatoriska förutsättningar. En större förståelse för tillsynens förutsättningar inklusive samspelet myndighetsutövare-organisation kan stödja processen av kontinuerligt förbättrade styrmedel.

Framtida forskning bör också granska olika aspekter av hur partiska intressenter påverkar både sannolikheten och strängheten i politiska beslut, samt hur partisk information samspelar med beslutsfattares egna kognitiva snedvridningar, särskilt bekräftelsebias. Beslutsfattare har en tendens att ge företräde åt information som bekräftar deras befintliga övertygelser, vilket kan ge vissa intressenter oproportionerligt inflytande. Detta belyser behovet av att utforma samrådsprocesser som motverkar sådana snedvridningar och därmed främjar mer objektivt och välgrundat beslutsfattande.

Tack

Denna rapport har skrivits av Jessica Coria, Magnus Hennlock, Mikael Gustavsson, Erik Kristiansson och Per Strömberg. Kapitlen bygger på forskning som har fått ekonomiskt stöd från Naturvårdsverket. Vi vill även framföra vårt tack till andra forskare som har bidragit till forskningen som beskrivs i rapporten, särskilt Stefan Ambec, Marion Desquilbet och Lina Gunnarsson.

Vi vill också uttrycka vår uppskattning för det stöd vi fått av flera forskningsassistenter. Anton Fürle och Patrik Svedberg har bidragit med stöd i datainsamlingen kring kemikaliers egenskaper, tillgängliga studier och offentliga samråd. Vi tackar också Oskar Waara och Annacarin Karlsson för deras värdefulla hjälp med rekryteringen av respondenter till valexperiment och enkätundersökningar, vilket möjliggjorde genomförandet av studien. Tack även för värdefulla inspel från rapportens granskare Fredrik N G Andersson, Carl Järnberg och Karl Lilja.

Källförteckning

Acena, J., Stampachiachiere, S., Pérez, S., Barcelo, D., 2015. Advances in liquid chromatography – high-resolution mass spectrometry for quantitative and qualitative environmental analysis. *Anal. Bioanal. Chem.* 407, 6289–6299.
[https://doi.org/ 10.1007/s00216-015-8852-6](https://doi.org/10.1007/s00216-015-8852-6)

Acemoglu, D., Aghion, P., Bursztyn, L. and Hemous, D., 2012. The environment and directed technical change. *American economic review*, 102(1), pp. 131–166.
Acemoglu, D. and Robinson, J.A., 2013. Economics versus politics: Pitfalls of policy advice. *Journal of Economic perspectives*, 27(2), pp. 173–192.

Adeel, M., Song, X., Wang, Y., Francis, D., Yang, Y., 2017. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: a critical review. *Environ. Int.* 99, 107–119. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.010>

Akerlof, G.A., 1978. The market for “lemons”: Quality uncertainty and the market mechanism. In *Uncertainty in economics* (pp. 235–251). Academic Press.

Arrow, K. J. (1965). Aspects of the Theory of Risk Bearing. *The Theory of Risk Aversion*. Helsinki: Yrjö Jahnsson in Saatio. Reprinted in: *Essays in the Theory of Risk Bearing*, Markham Publ. Co., Chicago, 1971, 90–109.

Arthur, W.B., 1989. Competing technologies, increasing returns, and lock-in by historical events. *The economic journal*, 99(394), pp. 116–131.

Benbrook, C.M., 2019. How did the US EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides? *Environ. Sci. Eur.* 31 (1), 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0184-7>.

Birnbaum, L. S. 2012. Environmental Chemicals: Evaluating Low-Dose Effects. *Environmental Health Perspectives* 120(4): A143–A144.

Blum, A., Balan, S.A., Scheringer, M., Trier, X., Goldenman, G., Cousins, I.T., Diamond, M., Fletcher, T., Higgins, C., Lindeman, A.E., Peaslee, G., de Voogt, P., Wang, Z., Weber, R., 2015. The Madrid statement on poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs). *Environ. Health Perspect.* 123 (5), A107–A111.

Boone, M.D., Bishop, C.A., Boswell, L.A., Brodman, R.D., Burger, J., Davidson, C., Gochfeld, M., Hoverman, J.T., Neuman-Lee, L.A., Relyea, R.A., Rohr, J.R., Salice, C., Semlitsch, R.D., Sparling, D., Weir, S., 2014. Pesticide regulation amid the influence of industry. *BioScience* 64 (10), 917–922. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu138>

Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.

Cropper, M.L., Morgenstern, R.D. and Rivers, N., 2018. Policy Brief—Facilitating Retrospective Analysis of Environmental Regulations. *Review of Environmental Economics and Policy*, 12(2), pp. 359–370.

Dessein, W. (2002). Authority and Communication in Organizations. *Review of Economic Studies*, 69, pp. 811–838.

EBH-portalen (2024), 1A – Lägesbeskrivning – fokus på tillsyn men hela kommunen är inblandad <https://www.ebhportalen.se/wp-content/uploads/Lagesbeskrivning.pdf> nerladdad 2024-09-18

Ellsberg, D. 1961. Risk, ambiguity, and the savage axioms, *Quarterly Journal of Economics*, 75, 643–669.

Gee, D., Grandjean, P., Hansen, S.F., MacGarvin, M., Martin, J., Nielsen, G., Quist, D. and Stanners, D. (2013) Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation.

Gold, S.C., Wagner, W.E., 2020. Filling gaps in science exposes gaps in chemical regulation. *Science* 368 (6495), 1066–1068.

Gustavsson, M.B., Hellohf, A., Backhaus, T., 2017. Evaluating the environmental hazard of industrial chemicals from data collected during the REACH registration process. *Sci. Total Environ.* 586, 658–665.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.039>

Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons: the population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. *Science*, 162(3859), pp. 1243–1248.

Heckman, J. J. (1979). Sample Selection Bias as a Specification Error. *Econometrica*, 47(1), 153–161. <https://doi.org/10.2307/1912352>

Hernandez, F., Bakker, J., Bijlsma, L., de Boer, J., Botero-Coy, A.M., Bruinen de Bruin, Y., Fischer, S., Hollender, J., Kasprzyk-Hordern, B., Lamoree, M., Lopez, F.J., Laak, T.L. te, van Leerdam, J.A., Sancho, J.V., Schymanski, E.L., de Voogt, P., Hogendoorn, E. A., 2019. The role of analytical chemistry in exposure science: focus on the aquatic environment. *Chemosphere*.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.118>

Holmes, J. and Clark, R., 2008. Enhancing the use of science in environmental policy-making and regulation. *Environmental Science & Policy*, 11(8), pp. 702–711.

Huss, A., Egger, M., Hug, K., Huwiler-Müntener, K. and Rösli, M., 2007. Source of funding and results of studies of health effects of mobile phone use: systematic review of experimental studies. *Environmental health perspectives*, 115(1), pp. 1–4.

Jensen, M. C., & Meckling, W. H. (1976). Theory of the Firm: Managerial Behavior, Agency Costs, and Ownership Structure. *Journal of Financial Economics*, 3(4), 305–360.

Joober, R., Schmitz, N., Annable, L., & Boksa, P. (2012). Publication bias: what are the challenges and can they be overcome?. *Journal of psychiatry & neuroscience: JPN*, 37(3), 149–152. <https://doi.org/10.1503/jpn.120065>

Keynes, J. M., 1921., *A Treatise on Probability*, MacMillan, London.

Kirchhoff, C.J., Carmen Lemos, M., Dessai, S., 2013. Actionable knowledge for environmental decision making: broadening the usability of climate science. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 38 (1), 393–414.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ022112-1>

Knight, F. H., 1971. *Risk, Uncertainty, and Profit*, with an introduction by George J. Stigler, Phoenix Books. Chicago: University of Chicago Press.

Kopits, E., McGartland, A., Morgan, C., Pasurka, C., Shadbegian, R., Simon, N.B., Simpson, D. and Wolverton, A., 2014. Retrospective cost analyses of EPA regulations: a case study approach. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 5(2), pp. 173–193.

Kristiansson, E., Coria, J., Gunnarsson, L. and Gustavsson, M., 2021. Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution?—A twenty-year perspective. *Environmental Science & Policy*, 126, pp. 90–98.

Lackey, R.T., 2007. Science, scientists, and policy advocacy. *Conservation Biology*, 21(1), pp. 12–17.

Lexchin, J., Bero, L.A., Djulbegovic, B. and Clark, O., 2003. Pharmaceutical industry sponsorship and research outcome and quality: systematic review. *Bmj*, 326(7400), pp. 1167–1170.

Llanos, E.J., Leal, W., Luu, D.H., Jost, J., Stadler, P.F. and Restrepo, G., 2019. Exploration of the chemical space and its three historical regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(26), pp. 12660–12665.

Lövbrand, E., 2011. Co-producing European climate science and policy: a cautionary note on the making of useful knowledge. *Science and public policy*, 38(3), pp. 225–236.

Maxim, L., van der Sluijs, J., ‘Seed-dressing systemic insecticides and honeybees’, in: EEA, 2013 Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation, Environmental issue report No. 1/2013, pp. 369–406, European Environmental Agency.

McFadden, D. L. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In *Frontiers in Econometrics*, ed. P. Zarembka, 105–142.

Naturvårdsverket (2009). Metodik för inventering av förorenade områden, RAPPORT 4918, 2009.

Naturvårdsverket (2019). Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden, RAPPORT 6871, JANUARI 2019.

Nordhaus, W. D. (2019). Climate Change: The Ultimate Challenge for Economics. *American Economic Review*, 109(6), 1991–2014.

Pigou, A., 2017. *The economics of welfare*. Routledge.

Porter, M.E. and Linde, C.V.D., 1995. Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of economic perspectives*, 9(4), pp. 97–118.

Pratt, J.W., 1978. Risk aversion in the small and in the large. In *Uncertainty in economics* (pp. 59–79). Academic Press.

Salop, S. and Stiglitz, J., 1977. Bargains and ripoffs: A model of monopolistically competitive price dispersion. *The Review of Economic Studies*, 44(3), pp. 493–510.

Santillo, D., Johnston, P., and Langston, W.J., 2001, ‘Tributyltin (TBT) antifoulants: a tale of ships, snails and imposex’, in: EEA, 2001 Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896–2000, Environmental issue report No. 22, pp. 135–148, European Environmental Agency.

Scheringer, M., 2017. Environmental chemistry and ecotoxicology: in greater demand than ever. *Environ. Sci. Eur.* 29, 3. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0101-x>

Schumpeter, J. A. (1942). *Capitalism, Socialism, and Democracy*. Harper & Brothers.

Sgolastra, F., Medrzyckib, P., Bortolottib, L., Mainia, S., Porrinia, C., Simon-Delsoc, N., Boschd, J., 2020. Bees and pesticide regulation: Lessons from the neonicotinoid experience. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108356>

Socol, Y., Shaki, Y.Y. and Yanovski, M., 2019. Interests, Bias, and Consensus in Science and Regulation. *Dose-Response*, 17(2), p.1559325819853669.

Strempe, S., Scheringer, M., Ng, C.A., Hungerbühler, K., 2012. Screening for PBT chemicals among the “existing” and “new” chemicals of the EU. *Environ. Sci. Technol.* 46, 5680–5687. <https://doi.org/10.1021/es3002713>

Tang, W., Wang, D., Wang, J., Wu, Z., Li, L., Huang, M., Xu, S., Yan, D., 2018. Pyrethroid pesticide residues in the global environment: an overview. *Chemosphere* 191 (308), 990–1007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.115>

Train, K. E., (2009). *Discrete Choice Methods with Simulation*, Second Edition, Cambridge University Press, 32 Avenue of the Americas, New York, NY 10013-2473, USA.

Trojanowicz, M., Koc, M., 2013. Recent developments in methods for analysis of perfluorinated persistent pollutants. *Mikrochim. Acta* 180, 957–971. <https://doi.org/10.1007/s00604-013-1046-z>

Vandenberg, L.N., Colborn, T., Hayes, T.B., Heindel, J.J., Jacobs Jr, D.R., Lee, D.H., Shioda, T., Soto, A.M., vom Saal, F.S., Welshons, W.V. and Zoeller, R.T., 2012. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocrine reviews* 33(3): 378–455.

Vestergren, R., Cousins, I.A.N.T., 2009. Tracking the pathways of human exposure to perfluorocarboxylates. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5565–5575.

Wang, Z., Walker, G.W., Muir, D.C. and Nagatani-Yoshida, K., 2020. Toward a global understanding of chemical pollution: a first comprehensive analysis of national and regional chemical inventories. *Environmental science & technology*, 54(5), pp. 2575–2584.

White, J. and Bero, L.A., 2010. Corporate manipulation of research: strategies are similar across five industries. *Stan. L. & Policy Rev.*, 21, p. 105.

Publikationer och data

Ambec, S. and Coria, J. (2024) Environmental regulation informed by biased stakeholders. Working paper 1604, Toulouse School of Economics.

Coria, J., Kristiansson, E., Gustavsson, M. (2025) Does Scientific Consensus Facilitate Pesticide Regulation? Working paper.

Gustavsson, M., Coria, J., and Kristiansson, E. (2024) Snedvriden kunskap, snedvriden regleringen av kemikalier: Resultat från REACH. Working paper.

Hennlock, M., and Strömberg, P. (2024) Risker och Resurser: Tjänstemäns prioriteringsgrunder i tillsyn av förorenade områden. Working paper.

Kristiansson, E., Coria, J., Gunnarsson, L. and Gustavsson, M., (2021) Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution?– A twenty-year perspective. *Environmental Science & Policy*, 126, pp. 90–98. *Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution? – A twenty-year perspective – ScienceDirect*

Data finns tillgängligt vid förfrågan till författarna.

Bilaga 1

Tabell. Procentandelen studier som klassificerats som genererade av författare med anknytning till organisationer som är märkta som universitet, företag, statliga organisationer eller okända. Observera att inga data som samlats in från EFSA har publicerats i en vetenskaplig tidskrift, och därmed har inga affilieringar kunnat fastställas.

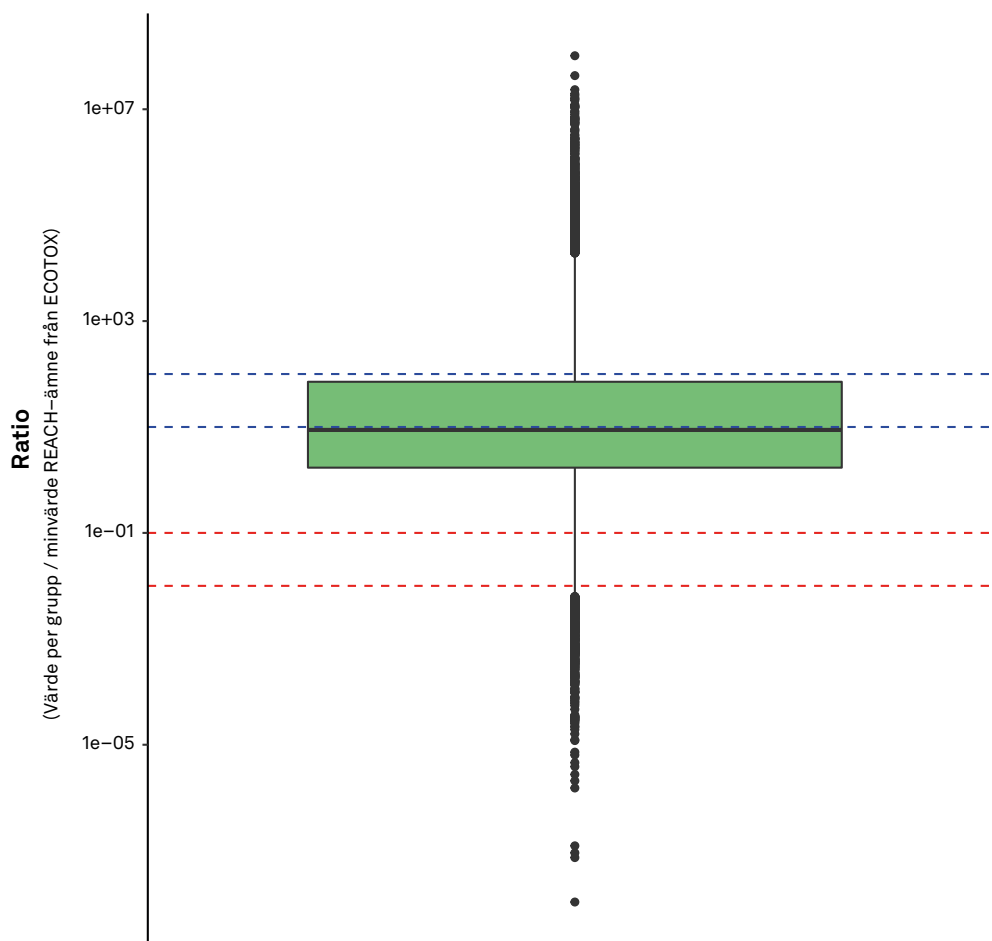
Data Source	University	Corp	Government Organization	Unknown
USEPA	62.2	5.3	14.1	18.4
REACH	53.3	10.3	16.3	20.1

Bilaga 2

Tabell. Antal citeringar för de studier som data rapporteras från i de olika databaserna. Observera att inga data som samlats in från EFSA har publicerats i en vetenskaplig tidskrift, och därmed har inga affilieringar kunnat fastställas.

	REACH	USEPA
Min from University	0.0	0.0
Max from University	1352.0	2 027.0
Median from University	35.0	21.0
Mean from University	66.6	34.5
Min from Corporation	0.0	0.0
Max from Corporation	463.0	565.0
Median from Corporation	31.0	20.0
Mean from Corporation	50.5	34.4
Min from Government Organization	1.0	0.0
Max from Government Organization	1131.0	1467.0
Median from Government Organization	42.5	23.0
Mean from Government Organization	65.0	37.8
Min from Unknown	0.0	0.0
Max from Unknown	1319.0	1292.0
Median from Unknown	35.0	18.0
Mean from Unknown	73.1	31.4

Bilaga 3



Figur. Den snedvridning i vilken data från vetenskapliga tidskrifter som rapporteras i REACH. Alla rapporterade data har märkts in i sin specifika art och varaktighetsgrupp och kvoten beräknas endast för data från samma grupp. Kvoten beräknas genom att man först fastställer den lägsta rapporterade koncentrationen för varje enskild CAS-, art- och varaktighetsgrupp från en vetenskaplig publikation som har rapporterats i REACH-dossiererna och sedan dividerar alla rapporterade data från motsvarande CAS- och artgrupp med det värdet. Värden som är lägre än 1 tillhör således rapporterade data av samma typ, för samma kemikalie som är lägre än motsvarande medianvärde. De blå linjerna representerar att kvoten är högre än medianen med en faktor på 10 respektive 100. De röda linjerna representerar kvoter som är lägre än medianen med en faktor på 10 respektive 100. Totalt omfattar siffran 73 639 par som täcker 1980 unika CAS-nummer.

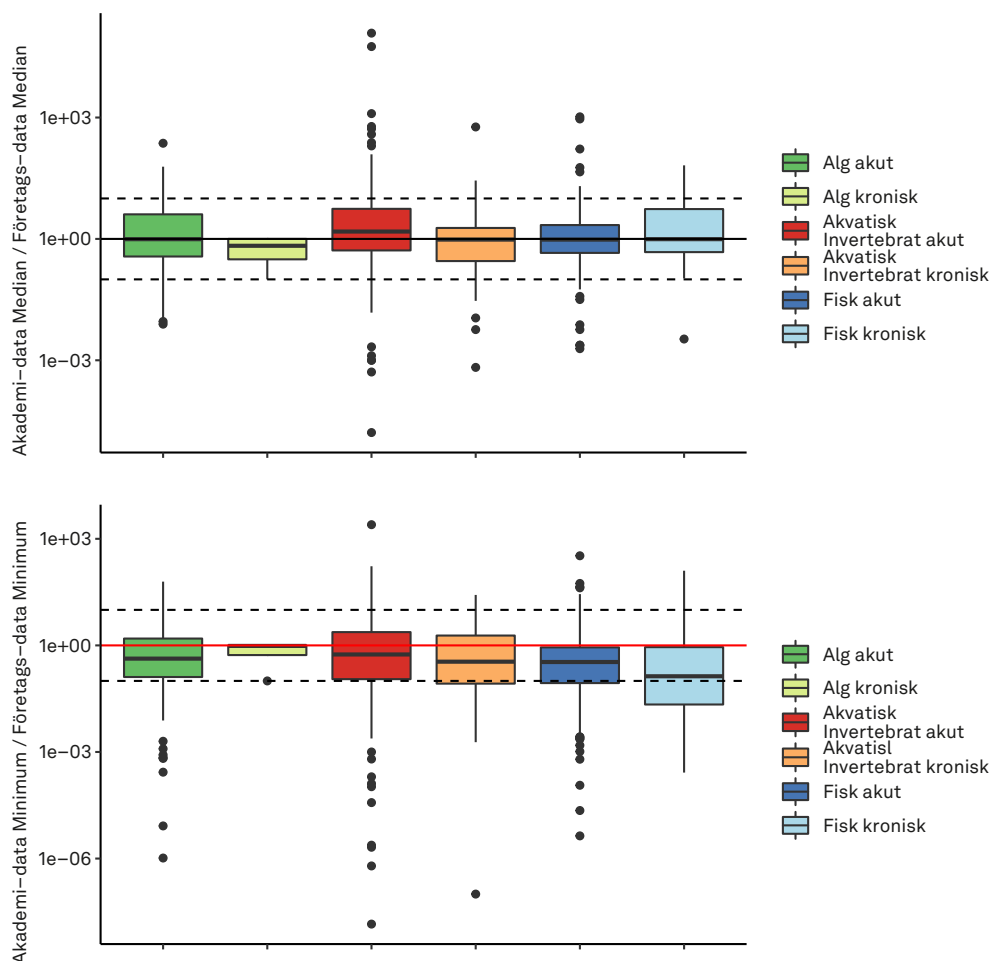
Bilaga 4

Tabell. Kemikalier där vetenskapliga studier sponsras av företag. Varje studie räknas bara en gång, oberoende av antalet rapporterade datapunkter. Över- och underrepresentation av kemikalier i studier som förekom minst 10 gånger bedömdes statistiskt med hjälp av Fishers exakta test. Ett test med ett p-värde mindre än 0,05 ansågs vara signifikant.

CAS	Namn	Antal akademiska studier	Antal företagsstudier	P	Totalt antal andra akademiska studier	Totalt antal andra företagsstudier	Kvot av ffg.	Ftg överrepresenterade	Akademiska överrepresenterade
95-76-1	3,4-dichloroaniline	35	15	1.03E-06	13 676	1024	30 %	YES	
10043-35-3	Boric acid	7	8	2.45E-06	13 704	1031	53 %	YES	
7758-98-7	Copper sulphate	714	25	1.70E-05	12 997	1014	3 %		YES
7487-94-7	Mercury(II) chloride	222	3	0.000112	13 489	1036	1 %		YES
151-21-3	Sodium dodecyl sulphate	37	12	0.000114	13 674	1027	24 %	YES	
7632-00-0	Sodium nitrate	151	1	0.0003356	13 560	1038	1 %		YES
103055-07-8	Lufenuron	6	5	0.0005542	13 705	1034	45 %	YES	
91465-08-6	Lambda cyhalothrin	18	7	0.0013149	13 693	1032	28 %	YES	
7761-88-8	Silver nitrate	83	16	0.002151	13 628	1023	16 %	YES	
121-75-5	Malathion	169	3	0.0025376	13 542	1036	2 %		YES
101043-37-2	Microcystis aeruginosa	87	0	0.00273	13 624	1039	0 %		YES
10108-64-2	Cadmium chloride	480	20	0.0056047	13 231	1019	4 %		YES
63-25-2	Carbaryl	170	4	0.0103403	13 541	1035	2 %		YES
70288-86-7	Ivermectin	9	4	0.0104643	13 702	1035	31 %	YES	
85-00-7	Diquat bromide	15	5	0.0109279	13 696	1034	25 %	YES	

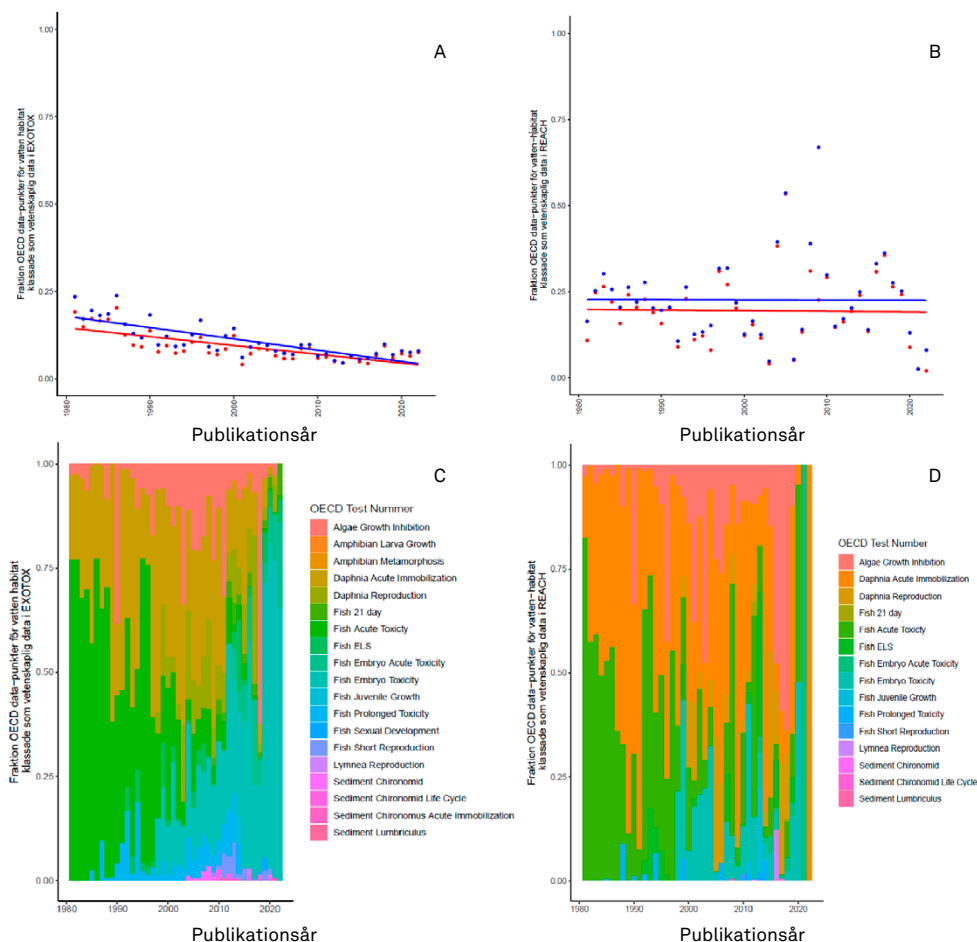
Notering: Den genomsnittliga andelen företagssponsrade datapunkter bland alla föreningar med en eller flera associerade studier är 7 %.

Bilaga 5



Figur. Alla rapporterade data har märkts in i sin specifika art och varaktighetsgrupp och kvoten har endast beräknats för data från samma grupp. a) Medianstudien som är anknuten till akademien jämfört med medianstudien som är anknuten till företaget. b) Minimumstudien som är anknuten till akademien jämfört med minimumstudien som är anknuten till företaget.

Bilaga 6



Figur. Siffrorna (a–b) visar hur stor andel av uppgifterna som kan kopplas direkt till en OECD-riktlinje. Andelen beräknas utifrån det totala antalet studier där nödvändiga metadata rapporterades. När det gäller den röda linjen betraktas en studie som en OECD-riktlinjestudie endast om riktlinjen var aktiv vid tidpunkten för publiceringen. För den blå linjen anses en studie vara en OECD-riktlinjestudie om den passar in på någon OECD-riktlinje. Siffrorna (c–d) visar hur stor andel av uppgifterna per år som har härletts med hjälp av de angivna OECD-riktlinjerna. Figur a och c visar data från ECOTOX-databasen. Figurerna b och d visar data från de vetenskapliga publikationer som ingår i REACH-registreringsunderlag.

Bilaga 7

Tabell. Antalet datapunkter samt antalet och andelen datapunkter som antingen är över-skyddande (dvs. har en rapporterad koncentration som är högre än en faktor 10 jämfört med det medianvärde som rapporterats för Klimisch-score 1) eller under-skyddande (dvs. har en rapporterad koncentration som är lägre än en faktor 10 jämfört med det medianvärde som rapporterats för Klimisch-score 1). Observera att kvoten endast beräknas för par av datapunkter med samma CAS-nummer och som har klassificerats i sin specifika art- och studielängds-grupp (Tabell 2). Slutligen rapporteras p-värde för permutationstest där skillnaden mellan gruppernas fördelningarna mot fördelningen för Klimisch 1 testats.

Tillförlitlighetspoäng	Totalt antal datapunkter	Data-punkter med ratio > 10	Data-punkter med ratio > 100	Data-punkter med ratio < 0.1	Data-punkter med ratio < 0.01	Unika CAS < 0.1	Andel över-skyddande (> 10)	Andel väldigt överskyddande (> 100)	Andel under-skyddande (< 0.1)	Andel väldigt under-skyddande (< 0.01)	Permutattions-test, skild från Klimisch 1. p-adjusted
1 (Tillförlitlig utan restriktioner)	13,279	229	35	244	37	189	1.7 %	0.3 %	1.8 %	0.3 %	-
2 (Tillförlitlig med restriktioner)	2,444	149	36	303	153	65	6.1 %	1.5 %	12.4 %	6.3 %	p < 0.0001
3 (Inte tillförlitlig)	200	23	2	29	16	20	11.5 %	1.0 %	14.5 %	8.0 %	p < 0.0001
4 (Ej utvärderingsbar)	211	26	2	20	2	12	12.3 %	0.9 %	9.5 %	0.9 %	p < 0.0006
Från EFSA	73	2	1	9	2	9	2.7 %	1.4 %	12.3 %	2.7 %	0.93
Från vetenskaplig studie	7,305	910	220	722	202	92	12.5 %	3.0 %	9.9 %	2.8 %	p < 0.0001

Not: Alla permutationstester utfördes som parvisa jämförelser mellan grupper med hjälp av paketet rcompanion v2.4.35. Paketet tillhandahåller ett gränssnitt för coin v1.4.2. Test-statistiken justerades med hjälp av Holm-metoden, och seed-värdet samt antalet permutationer sattes till 42 respektive 99999. Valet av antalet permutationer gjordes efter en initial granskning som kontrollerade resultatens robusthet.

Bilaga 8

När vi jämförde REACH-data med EFSA-data framträdde ett liknande mönster. De genomsnittliga resultaten från de båda datakällorna var likartade, men 10 % av de vetenskapliga dataparen tydde på att de resultat som EFSA rapporterade kunde vara underskyddande. Vetenskapliga data visade också på större variation, där vissa studier visade på mycket högre toxicitet än andra. Detta är i linje med den vetenskapliga forskningens natur, som ofta använder icke-standardiserade metoder för ett bredare spektrum av arter, vilket leder till större variation i resultaten jämfört med de standardiserade tester som används för regleringsändamål.

Vi analyserade även all rapporterad data som passade in i en grupp med respektive PNEC (förväntade nolleffektkoncentrationen) för samma kemikalie. I 201 fall rapporterades toxiska effekter på eller under PNEC-nivån, vilket tyder på att PNEC i vissa fall kan vara satt för högt. Av dessa 201 fall uppvisade 70 toxicitetsnivåer som var 10 gånger lägre än PNEC, vilket tyder på en potentiell underskyddande förmåga. Dessa fall kom dock från en relativt liten grupp kemikalier, vilket kan innebära att PNEC för dessa specifika kemikalier är satt för högt och kan behöva omprövas.

Permutationstester visade signifikanta skillnader i toxicitetsförhållanden mellan data för Klimisch 1 och Klimisch 2, samt mellan Klimisch 1 och både EFSA och vetenskapliga data (Bilaga 7). Dessa resultat tyder på att Klimisch 2-studier och vetenskapliga data tenderar att indikera högre toxicitet än Klimisch 1-studier. Liknande tester som jämförde EFSA-data och vetenskapliga data visade också på betydande skillnader, där vetenskapliga data i allmänhet visade större variation.

Bilaga 9

När det gäller skillnaderna i spridningsvariabeln för EC50-värden, är den median spridningen i akademiska studier 0.79, medan den i företagsanknutna studier är 0.51. Detta innebär att spridningen i den ursprungliga skalan är ungefär 55 % större i akademiska studier jämfört med studier från industrin. Detta tyder på en betydande skillnad i spridningen av EC50-koncentrationer mellan de två typerna av studier, vilket kan indikera olika grader av variabilitet i resultaten beroende på om de kommer från akademiska eller företagsanknutna sammanhang. Den högre spridning i data från akademiska studier gör att stora avvikelser blir, uppskattningsvis, fyra gånger vanligare än de är i industrin (avvikelser större än två standardavvikelser baserat på osäkerheten i industridata).

Skillnaden i spridning är ännu större för NOEC-värden i studier från akademien, där spridningen är ungefär 53 % större jämfört med studier från industrin. Detta kan bero på att NOEC-värden är känsligare för experimentella förutsättningar och metodologiska variationer. NOEC representerar den högsta koncentrationen där ingen statistiskt signifikant effekt observeras. Eftersom detta värde är starkt beroende av försöksdesign, antal replikat och känsligheten hos de biologiska system som används, kan detta leda till större variabilitet mellan studier från olika aktörer.

För EC50-värden, som bygger på en bredare responskurva, är spridningen generellt sett mindre i jämförelse med NOEC när samma typ av studier jämförs. Detta beror på att EC50 ofta ger ett mer robust mått inom enskilda experiment. Däremot visar Figur 8 en större dispersion för EC50 jämfört med NOEC i den totala analysen. Detta kan förklaras av att EC50 används i studier som omfattar akut toxicitet, där variationen mellan arter och miljöförhållanden spelar en större roll. NOEC, som ofta används för kronisk toxicitet, tenderar att ge mer konsekventa resultat över längre tidsperioder och under mer kontrollerade förhållanden.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Smudging och dess effekt på miljöreglering

Snedvridningar av både beslutsunderlag och reglering på kemikalieområdet

Ekonomiska styrmedel behöver bygga på tillförlitlig vetenskaplig evidens.

Projektet har undersökt hur snedvridningar i forskning – så kallad smudging – påverkar beslutsfattande inom kemikalielagstiftning.

Syftet har varit att analysera skillnader mellan akademisk forskning och studier med koppling till industrin, och hur dessa påverkar riskbedömningar.

Projektet visar att studier från industrin ofta utgör en större andel av beslutsunderlagen men tenderar att rapportera lägre toxicitet, medan akademiska studier uppvisar större variation och fler signaler om potentiella risker.

Enkätstudier med kommunala tjänstepersoner visar att tillgång till kompetens och resurser påverkar hur riskinformation omsätts i tillsyn, där kommuner med bättre förutsättningar oftare prioriterar objekt med högre risk.

Ekonomisk modellering visar att tillsynsmyndigheter tenderar att lägga större vikt vid yttranden från industrin, särskilt när dessa går emot egna ekonomiska intressen, medan synpunkter från miljöorganisationer har mindre genomslag.

Projektet har finansierats av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.