



CENTRUM FÖR KEMISKA
BEKÄMPNINGSMEDEL
I MILJÖN

Kajsa Weslien, Gustaf Boström och Mikaela Gönczi

Exponeringstidens betydelse för bekämpningsmedels påverkan på akvatiska organismer

Underlag för revidering av det nationella miljöövervakningsprogrammet
för bekämpningsmedel i ytvatten

Havs
och Vatten
myndigheten



NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB)
Sveriges lantbruksuniversitet

Uppsala 2026

SLU Centre for Pesticides in the Environment (CKB)
Swedish University of Agricultural Sciences

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	3
2. Syfte och upplägg.....	3
3. Riktvärden.....	4
4. Nationell miljöövervakning i Norge.....	5
5. Nationell miljöövervakning i Schweiz.....	6
6. Hur kort exponeringstid kan ge ekologisk påverkan?	7
7. Slutsatser	7
8. Referenser.....	9

1. Inledning

Att utforma provtagning inom den nationella miljöövervakningen av bekämpningsmedel innebär en balansgång mellan tidsupplösning, kostnad och praktisk genomförbarhet. Samtidigt är det avgörande att provtagningen sker på ett sätt som ger en representativ bild av bekämpningsmedelsexponeringen i vattendragen. För att resultaten från miljöövervakningen ska ge en rättvisande bild av den toxiska belastningen i miljön är det även viktigt att kunna relatera de uppmätta halterna mot uppdaterade och relevanta värden för ekotoxikologisk påverkan, vilket gör det möjligt att bättre förstå vilken effekt exponeringen kan ha på vattenlevande organismer. I dagsläget är det dock inte klarlagt hur tidsupplösningen som miljöövervakningen ger förhåller sig till de exponeringstider som visat sig kunna orsaka olika grad av ekologisk påverkan.

Nulägesbeskrivning

Inom den nationella miljöövervakningen av bekämpningsmedel sker ytvattenprovtagning i fyra jordbruksbäckar, samtliga belägna i jordbruksintensiva områden i södra Sverige. I dessa så kallade typområden genomförs veckovis tidsintegrerad provtagning med delprov var 90:e minut, vilket ger ett medelvärde för bekämpningsmedelshalter under respektive provtagningsvecka (Boye m.fl. 2019). I ett av typområdena kompletteras detta med flödesstyrd provtagning, där prover tas i samband med flödestoppar i vattendraget, för att fånga tillfälliga förhöjda halter (Weslien m.fl., 2024). De uppmätta halterna i alla prover jämförs med riktvärden för ekotoxikologisk påverkan för respektive substans, beslutade av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2025). Ett toxicitetsindex som summerar den toxiska påverkan från alla substanser per prov från den tidsintegrerade provtagningen räknas också ut, vilket bland annat används som en indikator för miljömålet Giftfri miljö (www.sverigesmiljomal.se).

Efter en utvärdering av den flödesstyrda provtagningsmetoden år 2024 (Weslien m.fl., 2024) identifierades vissa brister, däribland stora variationer i provtagningstid för de flödesstyrda proverna (från några minuter till ett par dygn), vilket på olika sätt försvårade resultattolkningen. År 2025 pausades den flödesstyrda provtagningen helt för utvärdering och beslut om fortsatt upplägg, och ersattes istället tillfälligt med tidsintegrerad tvåveckorsprovtagning som utfördes parallellt med den ordinarie tidsintegrerade enveckasprovtagningen, för att utvärdera om dessa provtagningsstrategier ger samma bild av halterna i vattendraget. Antalet delprov som togs under perioden var det samma (ca 112), vilket innebär att delproven togs var 180:e minut för tvåveckorsprovtagningen. Utvärdering av dessa prover pågår och hur provtagningen av tidsintegrerade och flödesstyrda prover ska läggas upp 2026 och framöver är i dagsläget inte fastställt.

2. Syfte och upplägg

Syftet med denna rapport är att ge underlag till hur provtagningen inom miljöövervakningen av bekämpningsmedel bör utformas för att ge tillförlitliga och ekologiskt relevanta data som kan användas för programmets syften samt för uppföljning och utvärdering av miljömål och lagstiftning på nationell nivå och EU-nivå. En översyn av principerna för hur riktvärdena tas fram samt om det finns behov av förändring av dessa görs också.

Underlag som används är följande:

- Genomgång av hur andra länder utformar ytvattenprovtagningen i sina miljöövervakningsprogram, vilken grund de har för tidsupplösningen och vilka värden för ekologisk påverkan de använder. Fokus är på Norge och Schweiz som, tillsammans med Sverige, har provtagning med högst tidsupplösning inom Europa.
- En mindre kunskapssammanställning av studier som undersöker hur kortvariga exponeringar av bekämpningsmedel kan påverka akvatiska organismer.

Arbetet har finansierats via myndighetsstöd från SLU till Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

3. Riktvärden

För utvärdering av data från det nationella miljöövervakningsprogrammet används riktvärden vilka tas fram av SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB) och fastställs och publiceras av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2025). Riktvärdet för ett ämne anger den högsta halt där man inte förväntar sig några negativa effekter på vattenlevande organismer.

Sedan 2021 baseras riktvärdena på data från ämnesutvärderingen som görs för aktiva substanser inom EU enligt växtskyddsmedelsförordningen (1107/2009). Metoden för att ta fram och fortlopande uppdatera riktvärden har utarbetats i samråd mellan CKB, Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Havs- och vattenmyndigheten. I processen var också Svenskt växtskydd inkluderade (Boström och Gönczi, 2021; Boström m.fl. 2023).

För varje substans som genomgått en prövning enligt växtskyddsmedelsförordningen finns en sammanställning av bedömningsunderlaget i en så kallad *EFSA conclusion*. Där redovisas bland annat de toxicitetsvärden som legat till grund för bedömningen av ämnets påverkan på vattenlevande organismer. Vilka tester som ska ingå i prövningen är standardiserat och anges i datakraven enligt EU-förordning 283/2013 och är även samlat i vägledningen *Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters* (EFSA PPR Panel, 2013) där det även finns vägledning kring hur resultaten bör bedömas.

De toxicitetsvärden som ligger till grund för riktvärdena är i huvudsak hämtade från respektive ämnes EFSA conclusion, med ett fåtal undantag där finala EFSA conclusions inte finns att tillgå och andra underlag från ämnesutvärderingen använts i stället¹.

I den akvatiska miljöriskbedömningen divideras toxicitetsvärdena med en så kallad säkerhetsfaktor och det resulterande värdet kallas *regulatory acceptable concentration* (RAC). Inom prövningen tas även predikterade halter i miljön fram med hjälp av simuleringsmodeller och dessa simulerade miljökoncentrationer får inte överskrida RAC-värdena.

Separata RAC-värden tas fram för de olika organismgrupper och tidsskalor som krävs enligt

¹ I vissa fall där EFSA conclusion för ett ämne ännu saknas har förarbeten till EFSA conclusion, så kallade RAR-rapporter (Rapporteur Assessment Report) eller "Review report" utifrån direktiv 91/414/EEC (direktivet som gällde innan växtskyddsmedelsförordningen 1107/2009) använts.

datakraven. Vilka tester som ska ingå beror på om substansen är ett ogräsmedel, svampmedel eller insektsmedel samt substansens egenskaper, men kan innefatta fisk, evertebrater, vattenväxter och alger. Testerna visar toxiciteten vid akut exponering (48–96 timmar) och/eller kronisk exponering (från 72 timmar för vattenväxter upp till en hel livscykel för fisk).

Enligt EU-förordning 546/2011 ska säkerhetsfaktorn i normalfallet² vara 100 för akuttoxicitet och 10 för kronisk toxicitet och det är det lägsta värdet efter att toxicitetsvärdet har dividerats med säkerhetsfaktorn som de svenska riktvärdena baseras på. Riktvärdet kan därför grunda sig på antingen akut eller kronisk toxicitet. 58 riktvärden baseras på akut toxicitet och 143 på kronisk toxicitet (tabell 1). För ytterligare detaljer kring metodiken, se Boström och Gönczi (2021) och Boström m.fl. (2023).

Tabell 1. Översikt över de toxicitetstester som riktvärdena baseras på. Tabellen visar antal riktvärden per typ av vattenlevande organism och tidsskala, samt hur många av dessa som är herbicider (H), fungicider (F), insekticider (I), tillväxtreglerare (TV) och nedbrytningsprodukter (N)

Toxicitetstest kategori	Antal riktvärden	Varav				
		H	F	I	TV	N
Evertebrat, akut (2-4 dygn)	44	4	15	13	2	10
Vattenväxt, kronisk (2 till >21 dygn, oftast 7 eller 14)	43	36	0	0	2	5
Evertebrat, kronisk (≥ 21 dygn)	40	7	16	11	2	4
Fisk, kronisk (≥ 21 dygn)	35	7	20	3	2	3
Alg, kronisk (3-5 dygn)	25	16	4	0	0	5
Fisk, akut (3-4 dygn)	14	4	8	1	0	1
Mesokosm eller <i>Species sensitivity distribution</i>	2	0	0	2	0	0
Uppgift från Kemikalieinspektionen	1	0	0	0	0	1

4. Nationell miljöövervakning i Norge

Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) utgör en central del av Norges miljöövervakning av bekämpningsmedel i ytvatten. Programmet leds av NIBIO (Norsk institutt for bioøkonomi) och omfattar regelbunden provtagning och analys av vattenprover i jordbruksområden.

Inom JOVA-programmet tas flödesproportionella samlingsprov från bäckar och åar i jordbruksområden i södra Norge. Varje prov samlas in under en period på cirka 14 dagar och består av flera delprover som tas automatiskt efter att en viss mängd vatten har passerat. På detta sätt tas fler delprover under perioder med högt vattenflöde, vilket gör att dessa händelser får större påverkan på provets sammansättning. Tvåveckorsproven tas regelbundet under en provtagningssäsong som, för de flesta platser och år, sträcker sig från innan besprutningsperioden börjar (april/maj) fram till november/december, med viss variation beroende på klimat och lokala förhållanden. Valet av 14-dagars provtagningsintervall är en praktisk avvägning mellan hög provtagningsfrekvens och ekonomiska förutsättningar. Vid kraftiga nederbördshändelser kompletteras provtagningen med stickprov (NIBIO, 2024).

För att utvärdera den toxiska belastningen på vattendragen används i Norge så kallade

² En lägre säkerhetsfaktor kan användas i vissa fall, om t.ex. en mesokosm-studie eller *Species sensitivity distribution*-ansats använts. Mer information om detta finns i vägledningen (EFSA PPR Panel, 2013).

miljöfarlighetsvärden (MF-värden). Dessa baseras på toxikologiska data från ämnesutvärderingen inom EU, och beräknas som det lägsta RAC-värdet för varje substans från akuta och kroniska toxikologiska studier. Vanligtvis är det den kroniska toxiciteten som ligger till grund för MF-värdet. MF-värdena motsvarar alltså våra riktvärden.

För att uppskatta effekten av olika bekämpningsmedelsblandningar beräknas en s.k. total miljöbelastning (TMB). TMB beräknas genom att halten av varje ämne divideras med respektive ämnes MF-värde. Summan av dessa värden för alla ämnen som detekterats i samma prov utgör TMB för det provet. Detta motsvarar vårt toxicitetsindex. Vid trendanalyser och riskbedömningar av kombinationseffekter används en justerad TMB, vilket beräknas som det genomsnittliga TMB-värdet per prov och månad för ett enskilt provtagningsår, dividerat med det genomsnittliga TMB-värdet per prov för den aktuella kalendermånaden sett över hela undersökningsperioden (alla år). Syftet med detta är att ta hänsyn till de stora säsongsvariationerna i förekomst av växtskyddsmedel (NIBIO, 2024).

5. Nationell miljöövervakning i Schweiz

I Schweiz bedrivs nationell miljöövervakning av bekämpningsmedel inom NAWA Trend-programmet (National Surface Water Quality Monitoring Programme), som samordnas av FOEN (Federal Office for the Environment) i samarbete med kantonerna. Inom programmet genomförs regelbunden provtagning och analys av ytvattenprover från bäckar och åar runt om i landet (FOEN, 2025).

Inom NAWA Trend används två metoder för provtagning av bekämpningsmedel i ytvatten. Provtagningen sker huvudsakligen genom 14-dagars tidsstyrda samlingsprover (bestående av delpровер som samlas in varje timme under provtagningsperioden). Dessa prover tas året runt vid cirka 40 mätpunkter runt om i landet. Parallellt med detta tas även 3,5-dagars tidsstyrda samlingsprover vid 15 av dessa platser under växtsäsongen, som sträcker sig från mars till oktober. Från och med 2026 planeras en justering av programmet, där färre platser kommer att övervakas men med högre provtagningsfrekvens. Förändringen innebär att ämnen som analyseras med vätskekromatografi (LC-ämnen) framöver endast kommer att analyseras i tvåveckorsprover, medan ämnen som analyseras med gaskromatografi (GC-ämnen, främst pyretroider) fortsatt analyseras i 3,5-dagarsprover. Detta då man inte hittat någon signifikant skillnad i toxicitet mellan 3,5- och 14-dagarsprover för LC-substanser. Förändringen gör det möjligt att utöka 3,5-dagarsprovtagningen till hela året i stället för endast under sommaren.

Valet av just 14-dagarsprover grundar sig på de ekotoxikologiska gränsvärdena för långvarig (kronisk) exponering enligt den schweiziska vattenförordningen (Swiss Federal Council, 1998), som är baserade på medelkoncentrationer över en tvåveckorsperiod (kronisk exponering). Förordningen innehåller även ekotoxikologiska gränsvärden för kortvarig (akut) exponering, vilka ofta baseras på toxicitetstester med en varaktighet på 48 till 96 timmar, beroende på vilken organism som testas. Provtagningsintervallet på 3,5 dagar är en praktisk kompromiss som möjliggör en relativt hög provtagningsfrekvens inom ramen för rutinmässig miljöövervakning.

För att utvärdera den toxiska belastningen på vattendragen jämförs halter i de olika provtyperna (14-dagars- respektive 3,5-dagarsprover) mot ekotoxikologiska gränsvärden enligt den schweiziska vattenförordningen och även mot förslag till kvalitetskriterier från det Schweiziska Ekotox-centret

(Swiss Ecotox Centre). Halter i 14-dagarsprover jämförs mot kvalitetskriterier/gränsvärden för kronisk toxicitet medan 3,5-dagarsprover jämförs mot värden för akut toxicitet.

6. Hur kort exponeringstid kan ge ekologisk påverkan?

För att få underlag till att bättre kunna koppla provtagningens längd till exponeringstider som kan ge ekologisk påverkan genomfördes en genomgång av befintlig litteratur på området. Denna avgränsades till studier som undersökt kortvariga exponeringar av bekämpningsmedel, från så kort exponering som möjligt upp till 24 timmar, med målet att täcka olika bekämpningsmedel, målorganismer och exponeringsförhållanden samt effekter på både individ- och populationsnivå.

Ett flertal meso- och mikrokosmstudier visade att mycket kortvariga exponeringar av bekämpningsmedel (någon eller några timmar) i ekologiskt relevanta halter (halter som ligger inom spannet för vad som hittas i den svenska miljöövervakningen av bekämpningsmedel) kan orsaka betydande och långvariga effekter på vattenlevande organismer, både på individ- och populationsnivå (Norum m.fl. 2011, Rasmussen m.fl. 2008, Rasmussen m.fl. 2013, Wiberg-Larsen m.fl. 2021). Dessa effekter inkluderar exempelvis ökad mortalitet, minskad fekunditet (fortplantningsförmåga), ökad drift (organismer ofrivilliga passiva förflyttning med vattenströmmen), förändringar i födosökmönster och förändrad artsammansättning, både under själva exponeringen och en tid efter.

Vissa studier visar att endast någon timmes exponering för insektsmedel kan leda till effekter som kvarstår i flera veckor, eller till och med månader, efter att organismerna överförts till bekämpningsmedelsfritt vatten (Schulz och Liess 2000, Cold & Forbes 2004, Liess & Gröning 2024). Schulz och Liess (2000) visade till exempel att en timmes exponering för insektsmedlet fenvalerat gav negativa effekter på nattsländearten *Limnephilus lunatus* överlevnad och reproduktion. Dessa effekter höll fortfarande i sig 240 dagar efter exponering, trots att organismerna överfördes till bekämpningsmedelsfritt vatten direkt efter exponering.

Bekämpningsmedel i vattenmiljö behöver alltså inte förekomma under en längre tid för att kunna ge ekotoxikologisk påverkan. Även kortvariga, förhöjda halter i vattendragen kan vara tillräckliga för att orsaka både strukturella och funktionella förändringar i akvatiska samhällen.

7. Slutsatser

Då flera studier visar att även kortvariga exponeringar av bekämpningsmedel kan ha stor påverkan på akvatiska organismer är det relevant att miljöövervakningen delvis fokuserar på dessa korta exponeringstider. Samtidigt behöver man väga det mot vad som är praktiskt möjligt och ekonomiskt rimligt inom miljöövervakningsprogrammet. Exakt hur provtagningen ska utformas framöver behöver diskuteras vidare för att hitta en balans mellan tidsupplösning och praktiska och ekonomiska förutsättningar.

De substansspecifika riktvärden som används inom den nationella miljöövervakningen av bekämpningsmedel baseras idag på det lägsta RAC-värdet från akuta och kroniska toxicitetstudier och halter i både tidsstyrda och flödesstyrda prover jämförs mot samma riktvärden, fastän proverna tagits under olika lång tid. Detta ligger i linje med hur Norge gör inom sitt miljöövervakningsprogram (JOVA). Inom det Schweiziska miljöövervakningsprogrammet

(NAWA Trend) används däremot olika toxicitetsvärden för olika provtyper, där halter i 3,5 dagarsprover jämförs mot värden för akut toxicitet och halter i tvåveckorsprover mot kronisk toxicitet.

Att jämföra halter mot det lägsta RAC-värdet från tester av akut och kronisk toxicitet är ett sätt att ta höjd för de stora osäkerheter som finns både gällande toxicitetstesternas applicerbarhet på faktiska fältförhållanden men även när det kommer till haltvariationer i vattendraget, då det alltid kommer att saknas information om hur halterna varierar mellan provtagningstillfällena och mellan delproven vid samlingsprovtagning. Därför bedöms det motiverat att fortsätta jämföra halter i båda provtyperna mot det lägsta RAC-värdet av akut och kronisk toxicitet, oavsett provtagningsmetod.

8. Referenser

Boström G. & Gönczi, M. 2021. Förslag till uppdatering av riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten - Underlagsrapport till Naturvårdsverket 2021. Sveriges lantbruksuniversitet.

Boström G., Koch A. & Gönczi, M. 2023. Förslag till uppdatering av riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten – Del 2 – Underlagsrapport till Naturvårdsverket 2023. Sveriges lantbruksuniversitet.

Boye K., Lindström B., Boström G. & Kreuger J., 2019. Long-term Data from the Swedish National Environmental Monitoring Program of Pesticides in Surface Waters. J Environ Qual. Jul;48(4):1109-1119. doi: 10.2134/jeq2019.02.0056. PMID: 31589690.

Cold A. & Forbes VE., 2004. Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. Aquat Toxicol. Apr 28;67(3):287-99. doi: 10.1016/j.aquatox.2004.01.015. PMID: 15063077.

Ecotox Centre., 2025. Proposals for Quality Criteria for Surface Waters. <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters>. (Hämtad: 2026-02-16).

EU. 2009. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1107/2009 av den 21 oktober 2009 om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden och om upphävande av rådets direktiv 79/117/EEG och 91/414/EEG.

EU. 2011. Kommissionens förordning (EU) nr 546/2011 av den 10 juni 2011 om genomförande av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1107/2009 vad gäller enhetliga principer för utvärdering och godkännande av växtskyddsmedel.

EU. 2013. Kommissionens förordning (EU) nr 283/2013 av den 1 mars 2013 om uppgiftskrav för verksamma ämnen, i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1107/2009 om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden.

Federal Office for the Environment (FOEN)., 2025. National Surface Water Quality Monitoring Programme (NAWA). <https://www.bafu.admin.ch/en/national-surface-water-quality-monitoring-programme-nawa>. (Hämtad: 2026-02-16).

Liess M. & Gröning J., 2024. Latent pesticide effects and their mechanisms. Sci Total Environ. Jan 20;909:168368. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168368. Epub 2023 Nov 10. PMID: 37952673.

Naturvårdsverket, 2025. Riktvärden för växtskyddsmedel som används inom den nationella miljöövervakningen i ytvatten. <https://www.naturvardsverket.se/49c3ee/contentassets/0c0008be15ac4c8ca80678831c0154b6/riktvar-den-for-vaxtskyddsmedel-2025-05-27.pdf>. (Hämtad: 2026-02-16).

Nørum U., Frederiksen M. & Bjerregaard P., 2011. Locomotor behaviour in the freshwater amphipod *Gammarus pulex* exposed to the pyrethroid cypermethrin. Chemistry and Ecology - CHEM ECOL. 27. 1-9. 10.1080/02757540.2011.596831.

Rasmussen J.J, Friberg N. & Larsen SE., 2008. Impact of lambda-cyhalothrin on a macroinvertebrate assemblage in outdoor experimental channels: implications for ecosystem

functioning. *Aquat Toxicol.* Nov 21;90(3):228-34. doi: 10.1016/j.aquatox.2008.09.003. Epub 2008 Sep 11. PMID: 18945499.

Rasmussen JJ., Wiberg-Larsen P., Kristensen EA., Cedergreen N. & Friberg N., 2013. Pyrethroid effects on freshwater invertebrates: a meta-analysis of pulse exposures. *Environ Pollut.* Nov;182:479-85. doi: 10.1016/j.envpol.2013.08.012. Epub 2013 Sep 12. PMID: 24035458.

Schulz R. & Liess M., 2000. Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1- vs 10-h pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere.* Nov;41(10):1511-7. doi: 10.1016/s0045-6535(00)00107-7. PMID: 11057675.

Swiss Federal Council., 1998. Water Protection Ordinance (SR 814.201). Annex 2, No 11. https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/en#annex_2/lvl_u1/lvl_1. (Hämtad 2026-02-16).

Ugstad, H., Bechmann, M. & Lang, K., 2024. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt - Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2022. NIBIO Rapport 10(138)). NIBIO – Norsk institutt for bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/3169850>.

Weslien K., Lindström B., Jonsson O. & Gönczi, M., 2024. Förekomst av bekämpningsmedel i flödestoppar. Jämförelse mellan flödesstyrd provtagning i flödestoppar och tidsstyrd veckomedelsprovtagnings i en jordbruksbäck i Skåne, 2009-2021. CKB rapport 2024:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Wiberg-Larsen P., Nørum U. & Rasmussen JJ., 2021. Repeated insecticide pulses increase harmful effects on stream macroinvertebrate biodiversity and function. *Environ Pollut.* Mar 15;273:116404. doi: 10.1016/j.envpol.2020.116404. Epub 2020 Dec 29. PMID: 33460872.