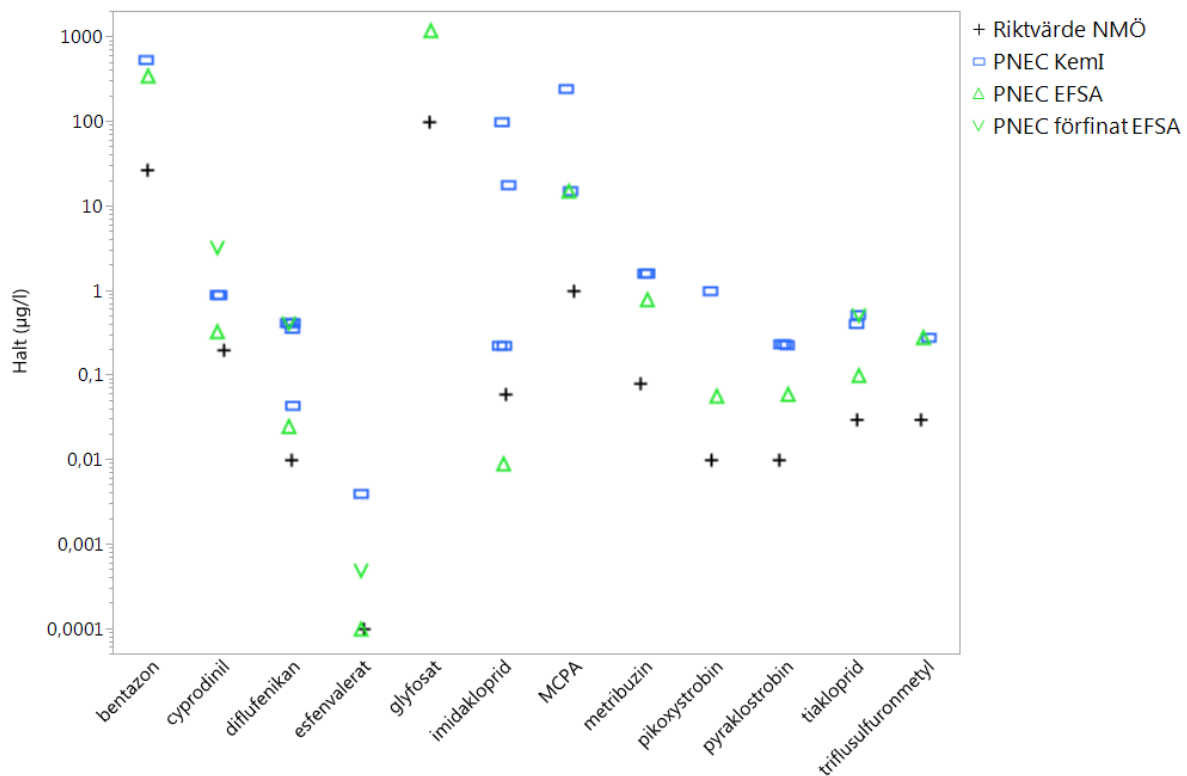


Gustaf Boström, Mikaela Gönczi & Jenny Kreuger

## Växtskyddsmedel som regelbundet överskrider riktvärden för ytvatten – en undersökning av bakomliggande orsaker



CKB rapport 2017:2

Uppsala 2017

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel  
Sveriges lantbruksuniversitet

Centre for Chemical Pesticides  
Swedish University of Agricultural Science

## **CKB Rapport 2017:2**

### **Växtskyddsmedel som regelbundet överskrider riktvärden för ytvatten – en undersökning av bakomliggande orsaker**

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. 2017

Tryck: Repro, SLU

ISBN: 978-91-576-9528-4 (tryckt version)  
978-91-576-9529-1 (elektronisk version)

#### **Omslagsbild:**

Diagram som visar riktvärden jämfört med PNEC-värden från Kemikalieinspektionen och EFSA.

## Växtskyddsmedel som regelbundet överskrider riktvärden för ytvatten – en undersökning av bakomliggande orsaker

<p><b>Rapportförfattare</b> Gustaf Boström, Mikaela Gönczi och Jenny Kreuger Institutionen för vatten och miljö, Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, Sveriges lantbruksuniversitet</p>	<p><b>Utgivare</b> Sveriges lantbruksuniversitet <b>Postadress</b> SLU Box 7070 750 07 Uppsala <b>Telefon</b> 018-67 10 00</p>
<p><b>Rapporttitel och undertitel</b> Växtskyddsmedel som regelbundet överskrider riktvärden för ytvatten – en undersökning av bakomliggande orsaker</p>	<p><b>Beställare</b> Naturvårdsverket 106 48 Stockholm <b>Finansiering</b> Miljögiftsamordning, screening</p>
<p><b>Nyckelord för plats</b> -</p>	
<p><b>Nyckelord för ämne</b> bekämpningsmedel, växtskyddsmedel, riktvärden, ytvatten</p>	
<p><b>Tidpunkt för insamling av underlagsdata</b> -</p>	
<p><b>Sammanfattning</b></p> <p>I rapporten undersöks varför vissa godkända växtskyddsmedelssubstanser återkommande överskrider sina riktvärden eller uppmäts i förhöjda halter i ytvatten. Cyprodinil, diflufenikan, esfenvalerat, imidaklopid, MCPA, metribuzin, pikoxystrobin, pyraklostrobin, tiaklopid och triflusaluronmetyl inkluderades i undersökningen då de återkommande överskrider sina riktvärden. Även bentazon och glyfosat inkluderades då de relativt ofta uppmäts i halter över 0,1 µg/l. I rapporten undersöks om de förhöjda halterna beror på substansernas fys/kem-egenskaper, substansernas användning eller om deras riktvärden bör ses över. Data som använts i Kemikalieinspektionens (KemI) miljörisksbedömning jämförs med de halter som uppmäts inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) samt de riktvärden som används för att utvärdera dessa data.</p> <p>Alla PNEC från KemI är högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ. PNEC från EFSA är i de flesta fallen också högre än riktvärden inom NMÖ. Imidaklopid är den enda substans med lägre PNEC från EFSA än riktvärdet inom NMÖ. Alla PEC från KemI ligger bland de högsta uppmätta halterna i NMÖ och är i de flesta fallen högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ. En jämförelse av uppmätta halter i NMÖ för de utvalda substanserna med PNEC från KemI visar att endast ett fåtal prover uppvisar halter över PNEC.</p> <p>Undersökningen av samband mellan ett större urval substansers (49 st) användning och egenskaper och vad som uppmäts i NMÖ visade ett statistiskt signifikant samband mellan uppmätt halt och totalt använd mängd av en substans i området och med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet. Även den procentuella förlusten av substanserna i NMÖ har ett statistiskt signifikant samband med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet. Utifrån de undersökta faktorerna kan ingen tydlig förklaring ges till varför de 12 utvalda substanserna verkar utgöra en större risk för miljön än övriga växtskyddsmedel. Projektet har dock visat på vikten av att en översyn av officiella riktvärden för växtskyddsmedel genomförs så att miljöövervakningsresultat för alla substanser kan utvärderas utifrån tillförlitliga bedömningsgrunder.</p>	

# Innehållsförteckning

Förkortningar.....	1
Sammanfattning.....	2
1. Inledning.....	4
2. Metodik .....	5
2.1 Riktvärden .....	5
2.2 Utvalda substanser.....	5
2.3 Data från Kemikalieinspektionen.....	8
2.4 Data från EFSA .....	9
2.5 Data från nationell miljöövervakning.....	10
2.6 Substansers användning och egenskaper jämfört med halter i miljön.....	13
3. Resultat.....	15
3.1 Riskbedömning - jämförelse mellan RV och PNEC .....	15
3.2 Halter i miljön - jämförelse mellan MEC och PEC.....	17
3.3 Halter i miljön (MEC) jämfört med riskbedömning (PNEC).....	21
3.4 Substansers användning och egenskaper jämfört med halter i miljön.....	23
3.4.1 Uppmätta halter .....	23
3.4.2 Procentuella förluster.....	25
3.5 Utvalda substanser jämfört med övriga växtskyddssubstanser .....	27
4. Diskussion .....	31
5. Slutsatser .....	35
6. Tackord.....	36
7. Referenser.....	36

## Förkortningar

ECHA	European Chemicals Agency (Europeiska kemikaliemyndigheten)
EFSA	European Food Safety Authority (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet)
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
KemI	Kemikalieinspektionen
$K_{oc}/K_{foc}$	Ett mått på en substans tendens att binda till jord, korrigerat för halten organiskt kol i jorden
MEC	Measured Environmental Concentration (den uppmätta koncentrationen av ett ämne i miljön)
NMÖ	Nationell miljöövervakning
NV	Naturvårdsverket
PEC	Predicted Environmental Concentration (den uppskattade koncentrationen av ett ämne i miljön)
PNEC	Predicted No Effect Concentration (den beräknade högsta koncentrationen av ett ämne då inga negativa miljöeffekter förväntas uppträda)
$P_{ow}$	Fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten. Ett mått på lipofilitet.
RV	Riktvärde
$S_w$	Vattenlöslighet
SLV	Livsmedelsverket

# Sammanfattning

I denna rapport utreds möjliga orsaker till varför vissa godkända växtskyddsmedelssubstanser återkommande överskrider sina respektive riktvärden eller förekommer i förhöjda halter i vattenprover från svenska vattendrag. Tio substanser som utifrån tidigare undersökningar är de som oftast överskrider sina riktvärden har valts ut. Dessa substanser är cyprodinil, diflufenikan, esfenvalerat, imidakloprid, MCPA, metribuzin, pikoxystrobin, pyraklostrobin, tiakloprid och triflusaluronmetyl. Utöver dessa har även bentazon och glyfosat inkluderats i undersökningen då de relativt ofta förekommer i halter över dricksvattengränsvärdet 0,1 µg/l. I rapporten undersöks orsakerna till varför dessa substanser verkar utgöra en större miljörisk än andra växtskyddsmedel, om det beror på substansernas fysikaliska/kemiska egenskaper, substansernas användning eller om deras riktvärden bör ses över. En annan aspekt som undersöks är om det finns skillnader mellan data som använts i den miljöriskbedömning som KemI:s inspektionen (KemI) gjort för produkter innehållande dessa aktiva substanser, jämfört med de halter som uppmäts inom den nationella miljöövervakningen och de riktvärden som används för att utvärdera dessa data.

Syftet med rapporten är att:

- Jämföra de riktvärden som används inom den nationella miljöövervakningen med PNEC för ytvatten som används vid KemI:s riskbedömningar, för de utpekade 12 substanserna.
- Jämföra uppmätta halter i miljön (MEC) med de halter som simulerats fram och använts vid KemI:s riskbedömningar (PEC), för de utpekade 12 substanserna.
- Undersöka eventuella samband mellan olika substansers fysikaliska/kemiska egenskaper och halterna i miljön (även normaliserat för användning), för ett större urval substanser som används inom den nationella miljöövervakningens typområden.
- Dra slutsatser utifrån de observerade sambanden och om möjligt föreslå åtgärder.

KemI har bidragit med data på PEC- och PNEC-värden från de miljöriskbedömningar som gjorts för produkter innehållande de 12 utvalda substanserna. Även PNEC-värden från EFSA:s slutsatsrapporter för varje aktiv substans har jämförts med PNEC från KemI och riktvärden från den nationella miljöövervakningen (NMÖ). Data för uppmätta halter i miljön har tagits från NMÖ:s fyra typområden på jordbruksmark från åren 2002-2015. För undersökningen av samband mellan uppmätta halter i miljön och substansers egenskaper och användning så har substansens egenskaper tagits från University of Hertfordshires PPDB: Pesticide Properties DataBase (PPDB, 2016). De egenskaper som har undersökts är halveringstid i jord ( $DT_{50}$ ), adsorption till jordpartiklar ( $K_{foc}/K_{oc}$ ), vattenlöslighet ( $S_w$ ) och lipofilitet ( $\log P_{ow}$ ). Data för substansernas användning har tagits från de intervjuer med lantbrukarna som årligen görs inom odlingsinventeringen i typområdena.

Resultaten visar att de PNEC-värden som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömningar uteslutande är högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ. Hur mycket högre varierar beroende på substans och mellan olika produkter för samma substans. Kvoten mellan KemI:s PNEC-värde och riktvärdet är 1,5-1667 med störst skillnader för imidakloprid och lägst för cyprodinil. PNEC-värden från EFSA är i de flesta fallen också högre än riktvärden inom NMÖ, ofta på en nivå mellan riktvärdet och KemI:s PNEC. Imidakloprid är den enda substans som har ett lägre PNEC-värde från EFSA än riktvärdet inom NMÖ (0,009 µg/l jämfört med 0,06 µg/l). Eftersom riktvärdet för imidakloprid är ett preliminärt riktvärde från 2011 och EFSA:s rapport kom 2014 tyder detta på att riktvärdet för imidakloprid bör ses över.

Att riktvärden och PNEC-värden kan skilja sig åt beror på att de tagits fram för olika syften och med olika metoder. Att de tagits fram vid olika tillfällen kan också medföra att olika underlagsdata funnits tillgängliga då bedömningarna gjorts. Ytterligare en anledning att riktvärden och PNEC kan skilja sig, även för produkter innehållande samma aktiva substans, är att en första miljöriskbedömning av produkten kan ha visat på en risk och att företaget då gått vidare med en ”förfinad” riskbedömning för att sänka säkerhetsfaktorn och därmed höja PNEC-värdet. Utifrån det här projektet går det inte att uttala sig om huruvida riktvärden eller PNEC bäst beskriver riskerna för vattenmiljön. Skillnaderna leder dock till vissa pedagogiska problem då vissa substanser regelbundet överskrider sina riktvärden trots att de ingår i produkter som baserat på PNEC-värden godkänts av KemI.

De PEC-värden som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömningar ligger alla bland de högsta uppmätta koncentrationerna i NMÖ. Andelen av prover tagna inom den nationella miljöövervakningen med halter som överskrider de PEC-värden som använts i KemI:s miljöriskbedömningar varierar mellan 0-4,6 % beroende på substans. Högst andel har imidaklopid. PEC-värdena från KemI:s miljöriskbedömningar är i de flesta fallen högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ vilket innebär att koncentrationen som accepterats i miljöriskbedömningen är högre än riktvärdet. Kvoten mellan PEC och riktvärdet ligger på mellan 0,1 (glyfosat) och 231 (pikoxystrobin).

Jämförelsen av uppmätta halter i NMÖ med PNEC i KemI:s miljöriskbedömning visar att bentazon, glyfosat, pikoxystrobin, pyraklostrobin och triflusaluronmetyl inte har uppmätts i halter högre än något PNEC-värde. Diflufenikan har den högsta andelen prover över sitt lägsta PNEC med 1,5 % och därefter kommer imidaklopid med 1,3 %. Resterande substanser har endast bråkdelar av procent över något PNEC. Motsvarande uträkning baserat på riktvärden visar 0-10 % överskridanden.

Undersökningen av eventuella samband mellan substansers användning och egenskaper och vad vi uppmäter i miljön visade att det finns ett statistiskt signifikant samband mellan den uppmätta halten av substanserna inom NMÖ med den totalt använda mängden av substansen i området och med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet ( $K_{(f)oc}$ ,  $P_{ow}$ ,  $S_w$ , vilka är starkt korrelerade). Även den procentuella förlusten av substanserna i NMÖ har ett statistiskt signifikant samband med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet.

Utifrån de undersökta faktorerna kan ingen tydlig förklaring ges till varför de 12 utvalda substanserna verkar utgöra en större risk för miljön än övriga växtskyddsmedel. Troligen beror detta på ett samspel mellan olika faktorer, och olika förklaringar kan vara aktuella för de olika substanserna. En hypotes är att skillnaden mellan PNEC i KemI:s miljöriskbedömning och riktvärdena inom NMÖ kan vara större för dessa 12 substanser än övriga substanser som godkänts. Detta skulle medföra att högre halter accepterats i miljöriskbedömningen jämfört med riktvärden vilket innebär att dessa substanser framstår som de mest ”problematiske”. PNEC-värden och riktvärden skulle behöva jämföras för fler substanser för att avgöra om så är fallet.

Officiella riktvärden saknas för många substanser, både nyligen godkända och äldre, och detsamma gäller för deras relevanta metaboliter. Dessutom är många av de fastställda riktvärdena relativt gamla och kan behöva revideras utifrån ny kunskap. En översyn av officiella riktvärden för växtskyddsmedel är angelägen så att miljöövervakningsresultat kan utvärderas utifrån tillförlitliga bedömningsgrunder. Riktvärden används bl.a. vid beräkning av indikatorn ”Växtskyddsmedel i ytvatten” inom miljömålet ”Giftfri miljö”. Vi föreslår att en central myndighet leder arbetet under nära samarbete med en referensgrupp med representanter från andra berörda myndigheter och organisationer. Arbetet med att ta fram nya och revidera gamla riktvärden bör sedan bli en kontinuerlig process och inte ett enskilt projekt, så att vi även på sikt har uppdaterade riktvärden för växtskyddsmedel.

# 1. Inledning

Olika undersökningar av växtskyddsmedel i vatten visar att det är vissa substanser som återkommande överskrider sina respektive riktvärden eller förekommer i förhöjda halter i ytvatten och som därmed utgör ett potentiellt problem (Nanos & Kreuger, 2015; Boström et al., 2016b; Boström, 2015). Denna rapport har tagits fram på uppdrag av Naturvårdsverket i syfte att närmare utreda olika bakomliggande orsaker till varför dessa substanser regelbundet förekommer i halter över sina riktvärden.

I rapporten analyseras om överskridandena beror på substansernas fysikaliska/kemiska egenskaper, substansernas användning eller om det är de riktvärden som tillämpas för att bedöma miljöriskerna med substanserna som bör ses över. En aspekt som undersöks är huruvida det finns problem med de riskbedömningar som KemI:ns inspektionen (KemI) gör i samband med prövning av ansökningar om godkännande av växtskyddsmedel. Dessa riskbedömningar ska medföra att användningen av ett växtskyddsmedel inte orsakar oacceptabla effekter på människors hälsa eller i miljön. Trots det återfinns flera substanser i halter över sina respektive rikt- eller gränsvärden. Utifrån denna utgångspunkt är det intressant att utreda vilka bedömningsgrunder för effekter i ytvatten (PNEC<sup>1</sup>) som KemI använt i sin riskbedömning och hur dessa förhåller sig till de riktvärden som används för utvärderingar av den nationella miljöövervakningen. Vissa av riktvärdena har hämtats från de bedömningsgrunder som anges för särskilda förorenande ämnen eller gränsvärdena för kemisk ytvattenstatus i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV, 2013).

I rapporten jämförs också uppmätta halter i miljön (MEC<sup>2</sup>) med de halter som uppskattas med hjälp av modeller (PEC<sup>3</sup>) och som används i KemI:s riskbedömning. De uppmätta halterna relateras också till de PNEC-värden som använts i KemI:s riskbedömning. Slutligen undersöks vilka fysikaliska/kemiska egenskaper för respektive verksamt ämne som bäst förklarar uppmätta halter och förluster i miljön.

## Syftet med denna rapport är att:

- Jämföra de riktvärden som används inom den nationella miljöövervakningen med PNEC för ytvatten som använts vid KemI:s riskbedömningar, för de utpekade 12 substanserna.
- Jämföra uppmätta halter i miljön (MEC) med de halter som simulerats fram och använts vid KemI:s riskbedömningar (PEC), för de utpekade 12 substanserna.
- Undersöka eventuella samband mellan olika substansers fysikaliska/kemiska egenskaper och halterna i miljön (även normaliserat för användning), för ett större urval substanser som används inom den nationella miljöövervakningens typområden.
- Dra slutsatser utifrån de observerade sambanden och om möjligt föreslå åtgärder.

---

<sup>1</sup> Predicted No Effect Concentration

<sup>2</sup> Measured Environmental Concentration

<sup>3</sup> Predicted Environmental Concentration



## 2. Metodik

### 2.1 Riktvärden

Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten används för utvärdering av miljöövervakningsdata och är satta för att kunna bedöma vid vilken koncentration en specifik substans riskerar att orsaka negativa effekter på vattenlevande organismer (KemI, 2017; NV, 2017a). Bland annat sätts riktvärden i relation till uppmätta halter från den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel (NMÖ) vid beräkning av indikatorn ”Växtskyddsmedel i ytvatten” för uppföljning av riksdagens miljömål ”Giftfri miljö” (NV, 2017b).

I denna rapport jämförs de riktvärden som tillämpas inom NMÖ med de PNEC som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömning i samband med att växtskyddsmedel godkänns för användning i Sverige. Vid utvärderingen av resultaten från NMÖ tillämpas i första hand miljö kvalitetsnormer (MKN) för prioriterade ämnen och bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) från Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2013:19 (HaV, 2013). För de substanser som inte ingår i föreskrifterna har riktvärden framtagna av Kemikalieinspektionen (KemI) använts (KemI 2008, KemI 2017). Kemikalieinspektionen tog 2004 fram riktvärden för 100 substanser inom ramen för miljömålet ”Giftfri miljö” och vissa av dessa reviderades 2007 på uppdrag av Naturvårdsverket. För substanser som saknar värden från HaV och KemI tillämpas preliminära riktvärden framtagna inom NMÖ (Andersson & Kreuger, 2011; Andersson et al., 2009). I rapporten används i fortsättningen, för enkelhetens skull, begreppet riktvärden för alla substanser, även de som ingår i HVMFS 2013:19.

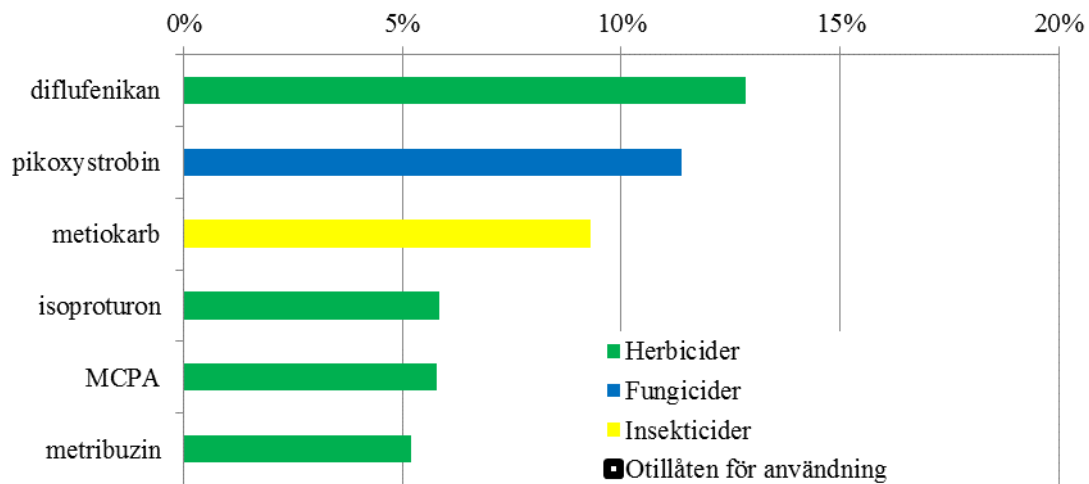
För de riktvärden KemI tagit fram och de preliminära riktvärden som SLU tagit fram kan jämförelser med uppmätta koncentrationer i miljön göras mot antingen enstaka prover eller årsmedelvärden, enligt naturvårdsverkets vägledning (NV, 2017a). De värden som hämtats från HVMFS 2013:19 är uttryckta som årsmedelvärde och för bekämpningsmedel kan jämförelsen med uppmätta koncentrationer i miljön göras mot medelvärde för prover tagna under den säsong då man kan förvänta sig förhöjda halter (HaV, 2016). I denna rapport jämförs alla riktvärden mot de tidsintegrerade veckosamlingsprover som tas inom NMÖ (se vidare avsnitt 2.5), utan att först beräkna säsongs- eller årsmedelvärden. Detta görs för att jämförelsen ska vara lika för alla substanser och är också det vanliga tillvägagångssättet i NMÖ. Eftersom proverna som tas inom NMÖ är tidsintegrerade samlingsprover över en vecka så ger de också ett bättre mått på koncentrationerna i vattendraget än momentanprov, vilket annars är den vanligaste provtagningsmetoden inom vattenförvaltningen.

### 2.2 Utvalda substanser

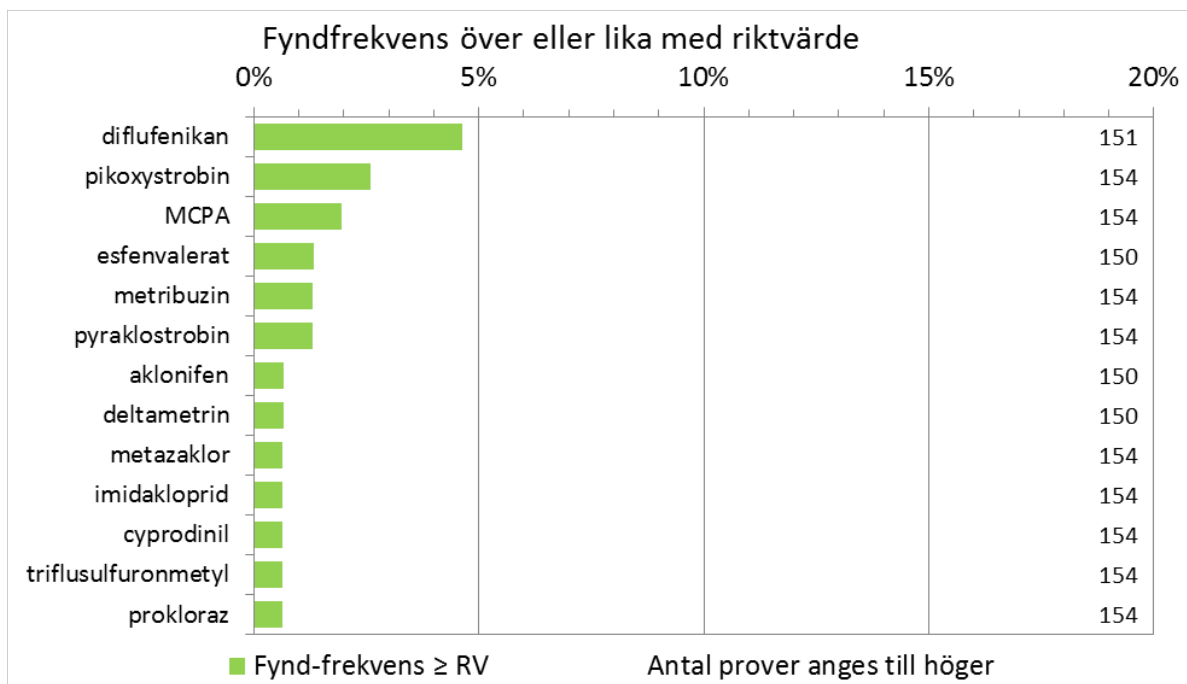
För att identifiera de substanser som ofta hittas över sitt riktvärde, och som därmed är intressanta att undersöka närmare, har data från tre olika källor använts, nämligen NMÖ 2002-2014 (Nanos & Kreuger, 2015), den nationella screeningen av växtskyddsmedel 2015 (Boström et al., 2016b) samt sammanställningen av befintliga Sverigedata över bekämpningsmedel i ytvatten 1983-2014, som utfördes inom regeringsuppdraget för screening av miljögifter 2015 (Boström, 2015). Från den sistnämnda har endast resultaten från den senare perioden 2002-2014 använts, för att bättre spegla vilka substanser som kan vara aktuella även idag.

Diflufenikan är den substans som oftast överskridit sitt riktvärde för ytvatten i alla de tre undersökningarna (Figur 1, Figur 2 och Figur 3). I NMÖ 2002-2014 och sammanställningen av Sverigedata 2002-2014 är frekvensen ungefär lika stor (ca 12-13 %) och i den nationella screeningen 2015 är frekvensen något lägre (4,6 %). I både NMÖ och screeningen 2015 är svampmedlet

pikoxystrobin den substans som har näst högst fyndfrekvens över eller lika med riktvärdet medan den i sammanställningen av Sverigedata 2002-2014 kommer på fjärde plats. Övriga substanser som är bland de tio vanligaste substanserna som överskrider sitt riktvärde i alla tre undersökningarna är MCPA, metazaklor och imidaklopid men flera andra substanser är bland topp tio i två av tre undersökningar.



**Figur 1.** Andel ytvattenprov (bäckar och åar) med halter över riktvärdet för enskilda substanser i den nationella miljöövervakningen 2002-2014 (Nanos & Kreuger, 2015). Endast substanser med en fyndfrekvens över 5 % redovisas i figuren.



**Figur 2.** Andel ytvattenprover med halter över eller lika med riktvärdet för enskilda substanser i den nationella screeningen 2015 (Boström et al., 2016b). Figuren inkluderar alla substanser som detekterades i halter över eller lika med riktvärdet.



**Figur 3.** Andel ytvattenprover med halter över eller lika med riktvärdet för enskilda substanser baserat på sammanställningen av befintliga Sverigedata 1983-2014 (Boström, 2015). Figuren inkluderar de 10 substanser med högst frekvens över eller lika med riktvärdet under 2002-2014.

Tolv substanser valdes ut som intressanta att titta närmare på i detta projekt. I Tabell 1 visas de tio substanser som har högst medelfyndfrekvens över eller lika med sitt riktvärde i de tre källorna ovan, sorterade i fallande ordning. Utöver dessa inkluderades även glyphosat och bentazon i denna rapport då de relativt ofta överskrider gränsvärdet för dricksvatten 0,1  $\mu\text{g/l}$  i ytvattenprover (Boström et al., 2016b; Lindström et al., 2015; SLV, 2001). Data för dessa två substanser återfinns sist i Tabell 1.

Några substanser som visas i Figur 1, Figur 2 och Figur 3 har inte inkluderats i den slutligt utvalda listan på substanser att undersöka ytterligare, t.ex. isoproturon och metazaklor. Detta beror på att vi valde att endast inkludera substanser som var godkända för användning i Sverige när arbetet med denna rapport inleddes (hösten 2016). Det är enbart för dessa substanser det skulle kunna bli aktuellt med åtgärdsförslag för att minska riskerna. För substanser som är förbjudna för användning i dagsläget bör halterna i miljön gradvis minska utan vidare åtgärder. Insektsmedlet tiametoxam hade en av de högsta fyndfrekvenserna i sammanställningen av befintliga data 2002-2014 men hittades endast över riktvärdet i 2 prover av 80 (2,5 %) och dessa härstammar från ett fältförsök om spridningsvägar och uppmättes i dräneringsvatten från fältet och därför anses dessa fynd inte som representativa.

**Tabell 1.** De substanser som valts ut att studeras närmare baserat på deras fyndfrekvens över eller lika med riktvärdet i ytvatten i tre olika undersökningar samt frekvensen överskridanden i undersökningarna. Glyfosat och bentazon har inkluderats på grund av att de relativt ofta förekommer i halter över dricksvattengränsvärdet 0,1 µg/l i ytvatten. I tabellen visas även de riktvärden som tillämpas i den nationella miljöövervakningen och källan till riktvärdet, samt typ av växtskyddsmedel

Substans	Medelvärde frekv. ≥RV	Fyndfrekvens över eller lika med riktvärdet			Riktvärde (µg/l)	Referens riktvärde	Typ
		NMÖ <sup>a</sup> 2002-2014	Screening <sup>b</sup> 2015	Sverigedata <sup>c</sup> 2002-2014			
diflufenikan	9,7 %	12,8 %	4,6 %	11,8 %	0,01	HVMFS 2013:19 (SFÄ)	herbucid
pikoxystrobin	5,6 %	11,4 %	2,6 %	2,9 %	0,01	Andersson et al., 2009	fungicid
MCPA	2,8 %	5,8 %	1,9 %	0,7 %	1	HVMFS 2013:19 (SFÄ)	herbucid
imidakloprid	2,8 %	4,0 %	0,6 %	3,7 %	0,06	Andersson et al., 2011	insekticid
metribuzin	2,3 %	5,2 %	1,3 %	0,4 %	0,08	HVMFS 2013:19 (SFÄ)	herbucid
esfenvalerat	1,7 %	3,5 %	1,3 %	0,3 %	0,0001	KemI, 2004	insekticid
pyraklostrobin	1,2 %	1,5 %	1,3 %	0,9 %	0,01	Andersson et al., 2009	fungicid
tiakloprid	1,0 %	3,1 %	0 %	0 %	0,03	Andersson et al., 2011	insekticid
triflusulfuronmetyl	0,5 %	0,7 %	0,6 %	0 %	0,03	KemI, 2004	herbucid
cyprodinil	0,4 %	0,6 %	0,6 %	0 %	0,2	KemI, 2004	fungicid
glyfosat	0,1 %	0 %	0 %	0,2 %	100	HVMFS 2013:19 (SFÄ)	herbucid
bentazon	0,0 %	0 %	0 %	0,1 %	27	HVMFS 2013:19 (SFÄ)	herbucid

<sup>a</sup> Nanos & Kreuger, 2015; <sup>b</sup> Boström et al., 2016; <sup>c</sup> Boström, 2015.

## 2.3 Data från Kemikalieinspektionen

Från KemI har vi fått data från den miljöriskbedömning som genomförts vid godkännande av produkter som innehåller någon av de utvalda aktiva substanserna. Värden redovisas i rapporten för de produkter där KemI har kunnat ta fram och tillhandahålla information från tidigare godkännanden. För varje produkt har värden från det senaste godkännandet använts. Vissa av de produkter eller användningsområden (grödotyper) för produkter som vi fått värden för är inte längre godkända för användning även om den aktiva substansen finns i andra produkter. I figurer och tabeller visas vilka värden som avser produkter som fortfarande är registrerade.

De uppgifter från miljöriskbedömningen som främst används i denna rapport är de simulerade koncentrationerna i miljön, så kallade PEC-värden (redovisas i Tabell 5), samt det värde från toxicitetsstudier som används för att bedöma vid vilken halt substansen riskerar att orsaka skada på vattenlevande organismer. Vid KemI:s miljöriskbedömning kontrolleras att detta värde från toxicitetsstudien dividerat med den simulerade koncentrationen i miljön är högre än en viss säkerhetsfaktor (assessment factor) som varierar beroende på dataunderlagets typ och omfattning. Detta arbete sker enligt enhetliga principer (uniform principles) fastställda i EU-förordning 546/2011 (EU-kommissionen, 2011). För syftet med denna rapport behöver värden från KemI:s miljöriskbedömningar kunna jämföras med de riktvärden vi tillämpar inom den nationella miljöövervakningen. Vi har därför beräknat ett motsvarande värde genom att dividera värdena från toxicitetsstudier med säkerhetsfaktorn och detta värde får PEC-värdet alltså inte överskrida. Detta värde går att jämföra med riktvärden och i denna rapport kallar vi värdet för PNEC (Predicted No Effect Concentration, redovisas i Tabell 3).

För glyfosat finns så många produkter att en sökning i arkiven efter värden från alla äldre produktgodkännanden inte ansågs realistisk. Därför är PEC- och PNEC-värden som redovisas i denna rapport tagna från bedömningen av glyfosat på EU-nivå (EFSA, 2015a). För glyfosat kan alltså skillnaderna mellan PEC och PNEC som använts i produktgodkännanden kontra uppmätta värden och riktvärden i miljöövervakningen variera mer än vad som visas i denna rapport.

## 2.4 Data från EFSA

I princip ska miljöriskbedömningar för godkännande av växtskyddsmedelsprodukter utgå ifrån EU-gemensamt fastställda kriterier (list of endpoints) som redovisas i EFSA:s (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet) slutsatsrapporter för respektive aktiva substans. Att ta fram dessa rapporter har dragit ut på tiden men rapporter finns i dagsläget för de flesta aktiva substanserna. Även om produktprövningarna ska utgå från de EU-gemensamma kriterierna finns alltid en möjlighet för det sökande företaget att justera sin ansökan ifall den ursprungliga bedömningen visar på en risk. Detta kan bland annat göras genom att sänka PEC-värdet till exempel genom att justera dosen eller införa olika riskminskande åtgärder för produkten. Företaget kan även sända in data från ytterligare toxicitetsstudier för att försöka justera PNEC-värdet, till exempel genom att visa data från mesokosmstudier vilket kan medge en sänkning av säkerhetsfaktorn. Detta bidrar till att PEC- och PNEC-värden kan variera mellan olika produkter för samma aktiva substans. Ytterligare en orsak till skillnaderna i PEC- och PNEC-värden är att många produkter blivit godkända innan någon EFSA-rapport fanns för den aktiva substansen, eller innan data från rapporten behövt tillämpas enligt lagstiftningen, vilket gör att prövningen baserades på de data som fanns tillgänglig vid tillfället.

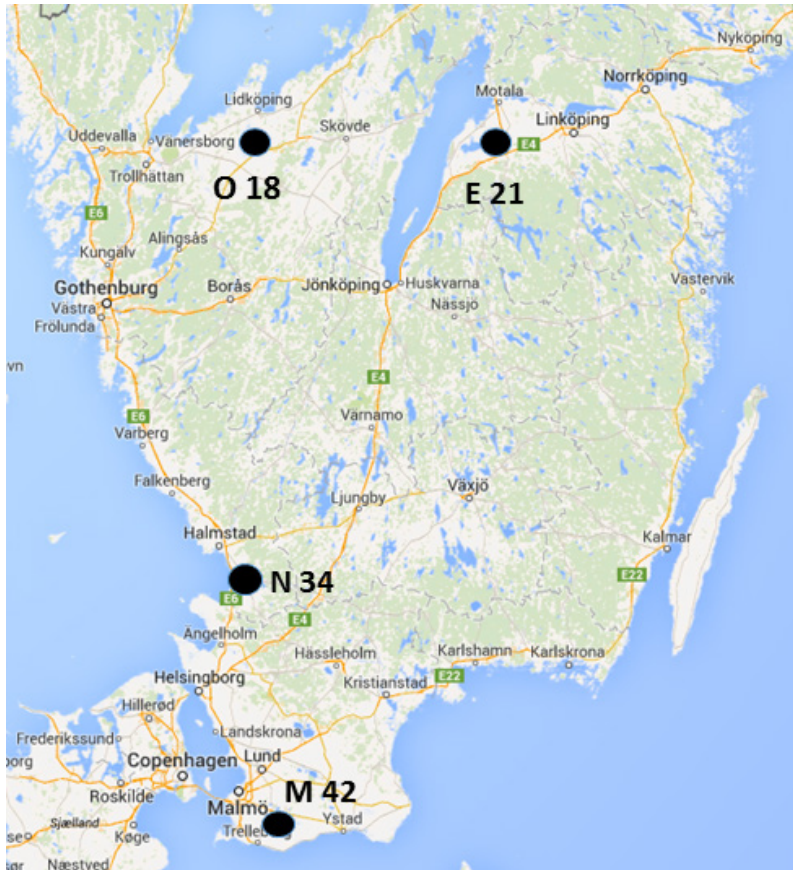
I rapporten utreds vilka skillnader som finns mellan toxicitets-endpoints som anges i EFSA:s slutsatser och de PNEC-värden som använts i KemI:s miljöriskbedömningar. För MCPA, pyraklostrobin och tiaklopid saknas fortfarande slutsatsrapporter från EFSA men här har toxicitetsdata tagits från underlagsrapporter från när substansen godkändes på EU-nivå. Det är dock inte självklart i dessa rapporter eller i EFSA:s slutsatser vilka endpoints som slutligen ska användas i miljöriskbedömningar och eftersom datatillgången varierar mellan de olika substanserna är det också svårt att veta vilka data som är helt jämförbara. För denna rapport har vi dock försökt att i första hand välja de lägsta PNEC-värdena från standardstudier (TIER 1), som ska finnas för alla substanser. I andra hand redovisas även ”förfinade” PNEC-värden från ytterligare studier t.ex. mesokosmer. I Tabell 2 visas för respektive substans vilka toxicitets-endpoints, säkerhetsfaktorer samt slutliga PNEC-värden som identifierats för varje substans, samt referensen till data.

**Tabell 2** Toxicitets-endpoints, säkerhetsfaktorer (AF) samt slutliga PNEC-värden från standardstudier respektive ”förfinade” studier, samt referens till data, från EU-gemensam bedömning av de aktiva substanserna

Substans	Endpoint	AF	EFSA PNEC (µg/l)	Förfinat PNEC	Referens
bentazon	<i>Lemna gibba</i> , 7 d, EC <sub>50</sub> = 3,5 mg/l	10	350		EFSA, 2015b
cyprodinil	<i>Daphnia magna</i> , 48 h, EC <sub>50</sub> = 0,033 mg/l	100	0,33	Rapporterande medlemsstat använde ytterligare studier för att sänka säkerhetsfaktorn till 10 i förfinade riskbedömningar. PNEC = 3,3 µg/l.	EFSA, 2006a
diflufenikan	<i>Scenedesmus subspicatus</i> , 72 h, EC <sub>50</sub> = 0,00025 mg/l	10	0,025	Risken för alger har förfinats genom att använda data för återhämtning. PNEC = 0,42 µg/l	EFSA, 2007
esfenvalerat	<i>Oncorhynchus mykiss</i> , 21 d, NOEC = 0,001 µg/l	10	0,0001	Mesokosmstudie ger NOEC = 0,001 µg/l. Säkerhetsfaktor 2 ger en regulatoriskt acceptabel konc. på 0,0005 µg/l.	EFSA, 2014a
glyfosat	<i>Lemna gibba</i> , 14 d, EC <sub>50</sub> = 12 mg/l	10	1200		EFSA, 2015a
imidaklopid	Tier-2B (SSD) kronisk regulatoriskt acceptabel konc. = 0,009 µg/l	-	0,009		EFSA, 2014b
MCPA	<i>Lemna gibba</i> , 14 d, IC <sub>50</sub> = 0,152 mg/l	10	15,2		EU-kommisionen, 2008
metribuzin	<i>Lemna gibba</i> , 14 d, EC <sub>50</sub> = 0,0079 mg/l	10	0,79		EFSA, 2006b
pikoxystrobin	<i>Crassostrea virginica</i> , 96 h, EC <sub>50</sub> = 0,0057 mg/l	100	0,057		EFSA, 2016
pyraklostrobin	<i>Oncorhynchus mykiss</i> , 96 h, LC <sub>50</sub> = 0,006 mg/l	100	0,06		EU-kommisionen, 2004a
tiaklopid	<i>Chironomus riparius</i> , 28 d, NOEC = 0,001 mg/l	10	0,1	Mikrokosmstudie ger en ekologisk acceptabel koncentration på 0,00157 mg/l. Säkerhetsfaktor 3 ger PNEC 0,52333 µg/l	EU-kommisionen, 2004b
triflusaluronmetyl	<i>Lemna gibba</i> , 14 d, EC <sub>50</sub> = 0,00282 mg/l	10	0,282		EFSA, 2008

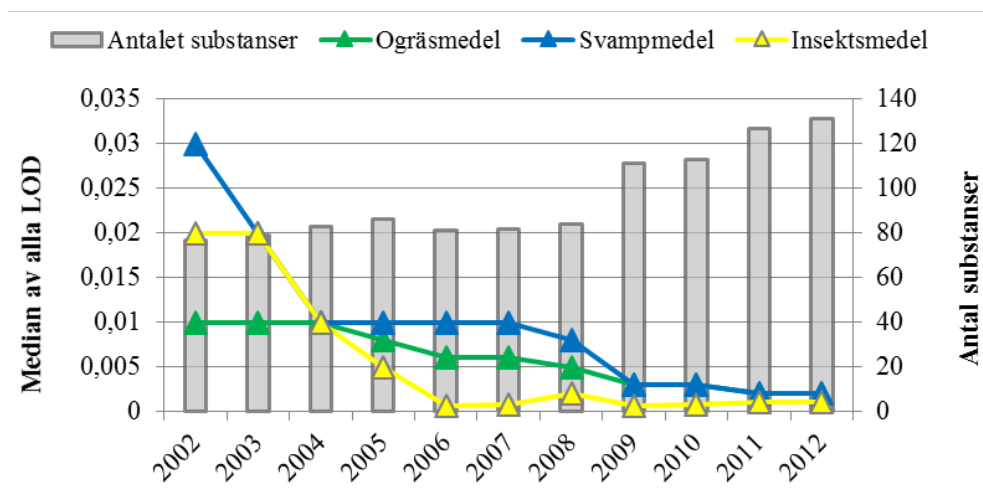
## 2.5 Data från nationell miljöövervakning

Data för uppmätta halter i miljön och användning har tagits från den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel som inleddes 2002 och finansieras av Naturvårdsverket. Den huvudsakliga delen av programmet utgörs av övervakning av typområden på jordbruksmark och det är även denna del av programmet som är mest relevant för det här projektet. Typområdena är fyra små avrinningsområden (800-1600 ha) med hög jordbruksintensitet (85-92 % åkermark). Områdena är belägna i Skåne (M42), Halland (N34), Östergötland (E21) och Västergötland (O18) och representerar fyra stora jordbruksregioner i Sverige (Figur 4). Områdenas storlek och karaktär beskrivs utförligt i en rapport av Lindström et al. (2015).



**Figur 4.** Karta över södra Sverige med de fyra typområden M42 (Skåne), N34 (Halland), E21 Östergötland och O18 (Västergötland) utmärkta.

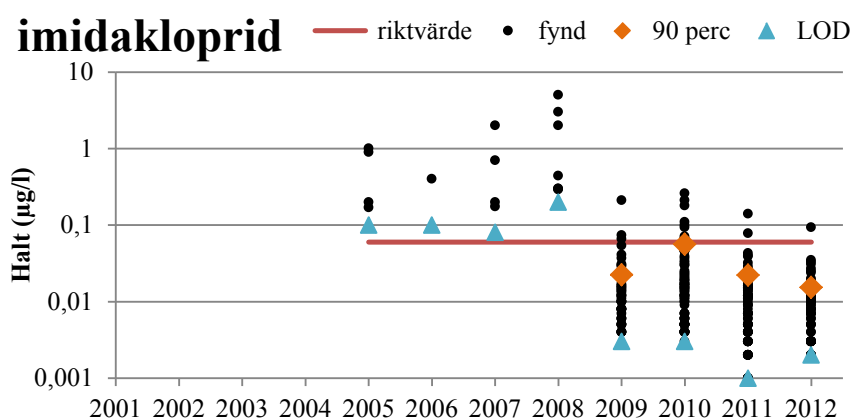
Alla data för uppmätta halter i miljön (MEC) som används för denna rapport har tagits från provtagning av bäckar i dessa 4 typområden och innefattar perioden maj till november 2002-2015. Proverna tas med tidsstyrda automatiska provtagare som tar ett delprov cirka var 80:e minut och som sedan poolas till ett tidsintegrerat samlingsprov per vecka. Proverna analyseras av laboratoriet för organisk miljökemi (OMK) vid Institutionen för vatten och miljö, SLU. Analysmetoderna är ackrediterade av SWEDAC och laboratoriet deltar regelbundet i internationella interkalibreringar. Ytvattenproverna analyseras i dagsläget för drygt 130 olika substanser med låga detektionsgränser. Både antalet substanser och detektionsgränser har dock förändrats under perioden som miljöövervakningen pågått (Figur 5).



**Figur 5.** Antalet analyserade substanser samt medianen av detektionsgränserna (LOD) per typ av växtskyddsmedel per år, 2002-2012. Tillväxtreglerare ej inkluderade. Figur från Lindström et al. (2015).

Mätvärdesspår (halter mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen) från NMÖ rapporterades till och med 2008 som medelvärde mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen. Från och med 2009 introducerades en ny analysmetod så att numeriska mätvärdesspår kunde anges istället för ett beräknat medelvärde. Från och med 2012 är mätvärdesspår dessutom ackrediterade. I denna rapport har alla mätvärdesspår från innan 2009 angetts som ej detekterade (nollor) då de jämförts med PEC och PNEC från KemI. I avsnittet 3.4, ”Substansers användning och egenskaper jämfört med halter i miljön” har de dock inkluderats som uppmätta koncentrationer för att få fler datapunkter i jämförelsen.

Insektsmedlet imidakloprid har ingått i analyserna sedan 2005 men vid bytet av analysmetod mellan 2008 och 2009 sänktes detektionsgränsen betydligt (Figur 6). Samtidigt som substansen kunde detekteras i lägre halter gjordes även färre fynd i högre koncentrationer och anledningen till detta är oklar. Ändringen i analysmetoden skulle kunna ha sammanfallit med en ändring i användningen av substansen i typområdena, men förskjutningen av värdena kan också bero på att de två olika analysmetoderna visar något olika resultat. Av denna anledning har vi valt att särskilja fynd av imidakloprid från innan 2009 genom att markera dem med andra symboler i Figur 8 och Figur 9.



**Figur 6.** Fynd av imidakloprid i de fyra typområdena och åarna, per år, jämfört med riktvärdet (röd linje). Orange symbol (90 perc) anger vid vilken nivå 90 % av proverna hade en lägre halt (eller ingen uppmätt halt alls) respektive år. Blå symbol anger detektionsgränsen (LOD; median-värde) respektive år. Figur från Lindström et al. (2015).



Inom den nationella miljöövervakningen i typområdena genomförs också årligen en inventering av odling och användning av växtskyddsmedel genom intervjuer med lantbrukarna inom respektive område. Data från dessa undersökningar har använts för beräkningar (använd mängd och procentuell förlust av växtskyddsmedel) i avsnitt 3.4.

## 2.6 Substansers användning och egenskaper jämfört med halter i miljön

För att undersöka hur använda mängder och fysikaliska och kemiska egenskaper hos substanserna har inverkan på deras förekomst i miljön och i vilken utsträckning halter och transporterade mängder avgörs har regressionsanalyser genomförts. Analyserna görs dels mellan uppmätta halter och substansernas använda mängder och fysikaliska och kemiska egenskaper och dels mellan den procentuella förlusten för varje substans (andel av den använda mängden som transporteras ut till provpunkten) och de fysikaliska och kemiska egenskaperna. För denna analys används inte bara de 12 utvalda substanserna utan 49 av de substanser som analyseras inom NMÖ.

Liknande undersökningar av samband mellan använda mängder och substansens egenskaper jämfört med vad vi uppmäter i miljöövervakning har genomförts tidigare i en artikel av Kreuger och Törnqvist (1998) och ett examensarbete av Adielsson (2005). Studien av Kreuger och Törnqvist visade att använd mängd var den mest signifikanta variabeln för att förklara uppmätta halter och transporterad mängd medan  $\log P_{ow}$  var den mest signifikanta substansens egenskap för att förklara procentuell förlust. Studien av Adielsson visade att den substansens egenskap som bäst förklarade den procentuella förlusten varierade från år till år men att kvoten  $DT_{50}/K_{oc}$  var den vanligast förekommande i signifikanta ekvationer. Eftersom miljöövervakningen pågått en längre tid sedan dessa studier genomfördes finns ett mer omfattande dataunderlag till denna studie. Vi antar också att påverkan från punktkällor har minskat sedan de tidigare studierna vilket kan medföra att en större del av läckage av växtskyddsmedel kan förklaras av substansens egenskaper. Detta motiverar en uppföljning av de tidigare studierna.

Substansernas fysikaliska och kemiska egenskaper har tagits från University of Hertfordshires PPDB: Pesticide Properties DataBase (PPDB, 2016). De egenskaper som har testats för detta projekt är halveringstid i jord ( $DT_{50}$ ), adsorption till jordpartiklar ( $K_{foc}$  eller  $K_{oc}$  om  $K_{foc}$  saknas), vattenlöslighet ( $S_w$ ) och lipofilitet ( $\log P_{ow}$ ). För  $DT_{50}$  har i första hand data från labbförsök använts, i andra hand data från fältförsök och i tredje hand data som anges i litteraturen och som ofta är ett medelvärde mellan olika försök. Substansen tribenuronmetyls värde för  $\log P_{ow}$  i PPDB på 7,02 bedömdes vara orimligt hög och vi fick även i efterhand bekräftat att det är ett fel i databasen. Därför valde vi att använda  $\log P_{ow}$  på 0,78 från databasen Agritox (Agritox, 2010).

Uppmätta halter (MEC) samt användardata innefattar perioden 2002-2014 från de fyra typområdena i den nationella miljöövervakningen. Endast data för substanser som både haft en registrerad användning i typområdet och har ingått i de kemiska analyserna under samma år har inkluderats. Detta för att de uppmätta halterna ska kunna relateras till användningen. Endast substanser med minst 15 datapunkter (har ingått i analyserna samt haft en registrerad användning per år och område) har tagits med i analysen.

I regressionsanalyserna använder vi data över använda mängder växtskyddsmedel som kommer från odlingsinventeringen i typområdena. Det är av stor vikt att dessa data är heltäckande för hela typområdet för att inte resultaten ska förvrängas av att det har använts växtskyddsmedel i området som vi inte har fått in uppgifter om. Särskilt vid beräkning av procentuell förlust av en substans riskerar en oregistrerad användning att få en stor inverkan på de beräknade förlusterna. Av denna anledning har

data från de år och typområden där mindre än 80 % av jordbruksarealen har inventerats exkluderats ur analyserna.

De procentuella förlusterna beräknas genom att beräkna andelen av den använda mängden per typområde och år som transporteras ut till provpunkten. Den transporterade mängden är i sin tur baserad på koncentrationerna i veckosamlingsproven och medelflöden i bäcken under samma period. Flödet mäts var 10-15 minut och ett dygnsmedelvärde av flödet används för beräkning av transporten. Beräkning av procentuella förluster är något osäkra då de baseras på flera olika mätvärden som innebär en viss osäkerhet. Dels är uppgifterna vi får från lantbrukarna i inventeringen av typområdena något osäkra då det är möjligt att behandlingar som gjorts glömts bort samt att vi inte fått in uppgifter för all åkermark i området. Dels är transporten beräknad utifrån medelkoncentrationer per vecka och medelflöden per dygn vilket också innebär en osäkerhet. Av denna anledning har extremvärden<sup>4</sup> i procentuell förlust, beräknade per substans, exkluderats ur regressionsanalyserna för att vi ska ha ett mer robust dataunderlag att basera jämförelserna på.

Av olika skäl har vissa substanser exkluderats ur analyserna vad gäller sambanden mellan substansernas egenskaper och vad vi hittar i miljön. Metsulfuronmetyl har exkluderats ifall jodsulfuronmetyl har använts i samma område och under samma år. Detta eftersom jodsulfuronmetyl snabbt och i stor utsträckning bryts ner till metsulfuronmetyl vilket gör att vi skulle överskatta förlusterna av metsulfuronmetyl. Glyfosat har exkluderats från analyserna då det är en substans som har speciella egenskaper som inte är representativ för växtskyddsmedel i allmänhet. Substansen är en väldigt polär så kallad zwitterjon vilket innebär att den har positiv och negativ laddning på olika atomer inom molekyl. Detta medför att den binds hårt till partiklar samtidigt som den har hög vattenlöslighet. Glyfosats nedbrytningsprodukt AMPA har också exkluderats då det inte kan säkerställas att AMPA endast är en nedbrytningsprodukt av glyfosat utan kan även komma från t.ex. tvättmedel och rengöringsprodukter. För protikonazol har vi använt MEC- och transportvärden från nedbrytningsprodukten protikonazol-destio. Protikonazol har en kort halveringstid i jord på 0,5 dygn varför destio-formen analyseras istället inom NMÖ. Karfentrazonetyl har fått MEC- och transportvärden från nedbrytningsprodukten karfentrazon-syra då det är den formen vi övervägande detekterar inom NMÖ. Data på använda mängder har dock tagits från protikonazol respektive karfentrazonetyl.

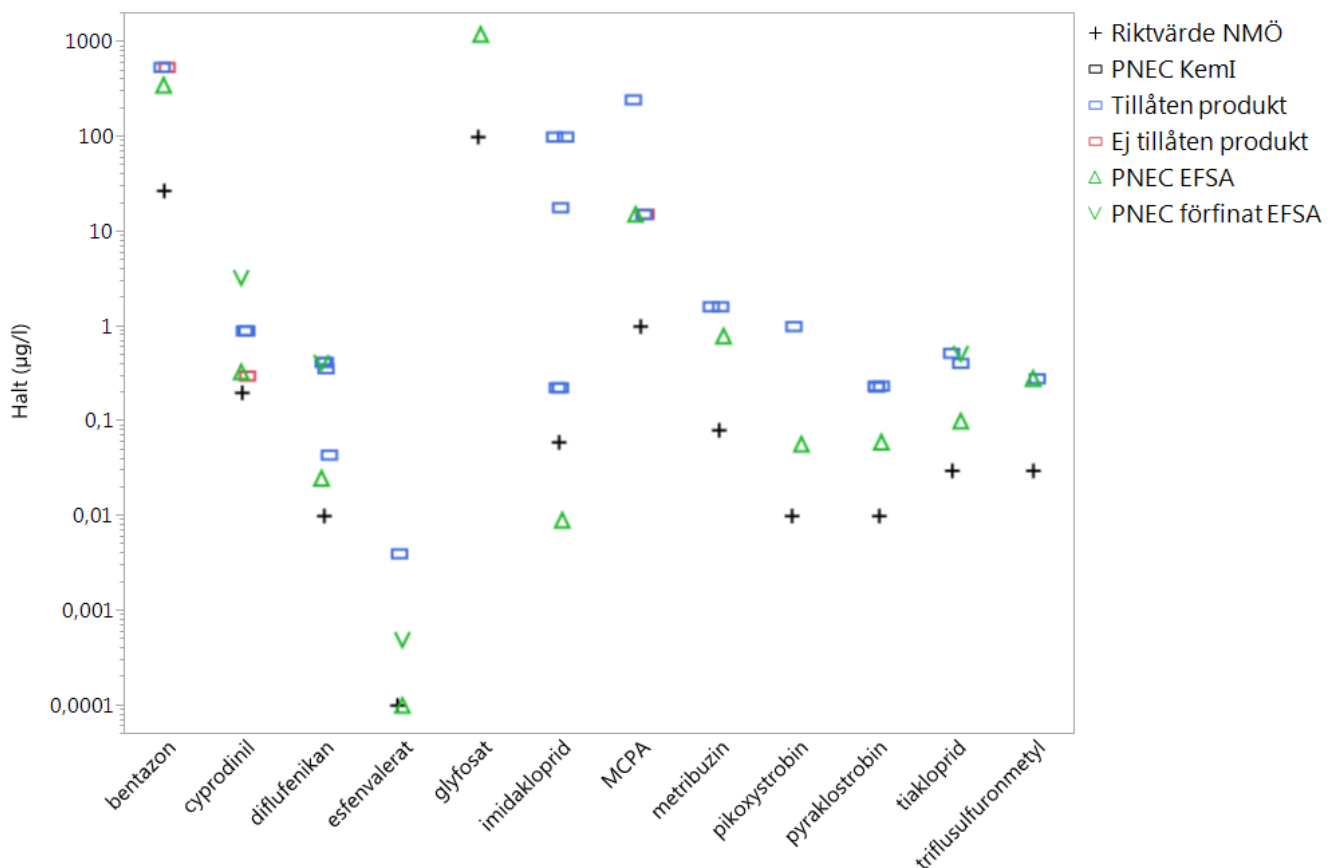
---

<sup>4</sup> Robust fit outliers, Huber K=4

### 3. Resultat

#### 3.1 Riskbedömning - jämförelse mellan RV och PNEC

I detta avsnitt jämförs de riktvärden (RV) som tillämpas inom NMÖ med Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömning och PNEC från EFSA:s rapporter, för de produkter som innehåller någon av de 10 substanser som valts ut p.g.a. att de relativt ofta överskrider sina riktvärden och glyfosat och bentazon som relativt ofta överskrider 0,1 µg/l i ytwater. I Figur 7 visas de PNEC-värden som KemI har tillämpat vid sina miljöriskbedömningar för produkter innehållande dessa 12 substanser och PNEC från EFSA, samt de riktvärden som tillämpas inom NMÖ för substanserna. Jämförelsen visar att PNEC-värdena som KemI använt i miljöriskbedömningar uteslutande är högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ. De olika PNEC-värdena som redovisas för varje substans är värden från miljöriskbedömningen av olika produkter. PNEC-värdena från KemI:s produktprovningar kan variera betydligt mellan olika produkter innehållande samma substans medan det endast finns ett riktvärde för varje substans. I EFSA:s rapporter finns många redovisade toxicitetsvärden men för jämförelsen i denna rapport har vi i första hand valt ett PNEC baserat på den mest känsliga arten i standardtester. I förekommande fall visas även ”förfinade” PNEC-värden, t.ex. från mesokosmstudier, som redovisats i EFSA:s rapporter (se Tabell 2).



**Figur 7.** Riktvärden som tillämpas inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) av växtskyddsmedel (svarta plus), Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljöriskbedömning av produkter (blå rektanglar för produkter som är tillåtna i februari 2017 och röda rektanglar för produkter som ej är tillåtna) samt PNEC (gröna trianglar) och förfinade PNEC (gröna V) från EFSA, för de 12 utvalda substanserna. Olika PNEC från KemI visas för varje aktiv substans då det finns olika PNEC-värden för olika produkter som godkännts av KemI.

I Tabell 3 visas kvoten mellan KemI:s PNEC och riktvärdet som tillämpas inom NMÖ för de olika PNEC-värden som tillämpats vid miljöriskbedömningen av produkter som innehåller någon av de 12 utvalda substanserna. Kvoten varierar mycket, från 1,5 till 1667 gånger högre PNEC än riktvärde, för de olika aktiva substanserna och produkterna. Den högsta kvoten 1667 gäller för imidaklopid i två produkter som är registrerade för användning på golfbanor och andra gräsbevuxna idrottsanläggningar, respektive barrträdsplantor. Här är PNEC-värdet som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömning 100 µg/l jämfört med riktvärdet i NMÖ på 0,06 µg/l. Att det här höga PNEC-värdet tillämpats beror troligen på att användningen på golfbanor och i barrträdsplantor inte antagits innebära någon stor risk för läckage till ytvatten och PNEC-värdet har därför inte lagts någon stor vikt vid. Imidaklopid har även den näst högsta kvoten på 300 för PNEC-värdet på 18 µg/l som tillämpats för en produkt.

För diflufenikan, som är den substans som oftast överskrider sitt riktvärde, är KemI:s PNEC 4,4 till 42 gånger högre än riktvärdet som tillämpas inom NMÖ, beroende på produkt. För pikoxystrobin, som är den substans som har näst högst medelfyndfrekvens över sitt riktvärde är PNEC-värdet 100 gånger högre än riktvärdet för den produkt där uppgifter om PNEC fanns tillgängligt. Cyprodinil är den substans där PNEC-värdena ligger närmast riktvärdet för substansen med kvoter på 1,5 och 4,5 för olika produkter. Även triflusulfuronmetyl har en kvot under 10 för den produkt substansen ingår i.

**Tabell 3.** Riktvärden (RV) som tillämpas inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) av växtskyddsmedel, Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljöriskbedömning, kvoten mellan PNEC och RV, antal produkter som registrerats med respektive PNEC-värde för substansen samt hur många av dessa produkter som är godkända i dagsläget (februari 2017)

Substans	Riktvärde NMÖ (µg/l)	Kemi PNEC (µg/l)	Kvot PNEC/RV	Antal produkter	Varav godkända
bentazon	27	540	20	2	1
cyprodinil	0,2	0,9	4,5	3	3
cyprodinil	0,2	0,3	1,5	1	0
diflufenikan	0,01	0,42	42	3	3
diflufenikan	0,01	0,36	36	1	1
diflufenikan	0,01	0,044	4,4	1	1
esfenvalerat	0,0001	0,004	40	1	1
glyfosat	100	1200 <sup>a</sup>	12	30	12
imidaklopid	0,06	100	1667	2	2
imidaklopid	0,06	18	300	1	1
imidaklopid	0,06	0,225	3,8	2	2
MCPA	1	>246,2	>246	1	1
MCPA	1	15,2	15	2	1
metribuzin	0,08	1,61	20	2	2
pikoxystrobin	0,01	1	100	1	1
pyraklostrobin	0,01	0,235	24	2	2
pyraklostrobin	0,01	0,230	23	1	1
tiaklopid	0,03	0,523	17	1	1
tiaklopid	0,03	0,407	13	1	1
triflusulfuronmetyl	0,03	0,282	9,4	1	1

<sup>a</sup> PNEC-värde för glyfosat från EFSA (2015b).

PNEC-värden från EFSA:s rapporter är för de flesta substanserna högre än de riktvärden som tillämpas inom NMÖ. Ofta på en nivå mellan riktvärdet och det högsta PNEC-värdet som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömning. Detta tyder på att produkten antingen har godkänts i Sverige innan EFSA kommit med en rapport för den aktiva substansen eller innan värden i denna rapport har behövt

tillämpas enligt lagstiftningen. Alternativt så har den ursprungliga riskbedömningen baserat på värden från EFSA:s rapport visat att det kan finnas en viss risk vilket innebär att företaget därför kan ha gått vidare och ”förfinat” sin ansökan genom att skicka in ytterligare toxicitetsstudier för att med ett förbättrat underlag kunna sänka säkerhetsfaktorn och visa på en mindre risk.

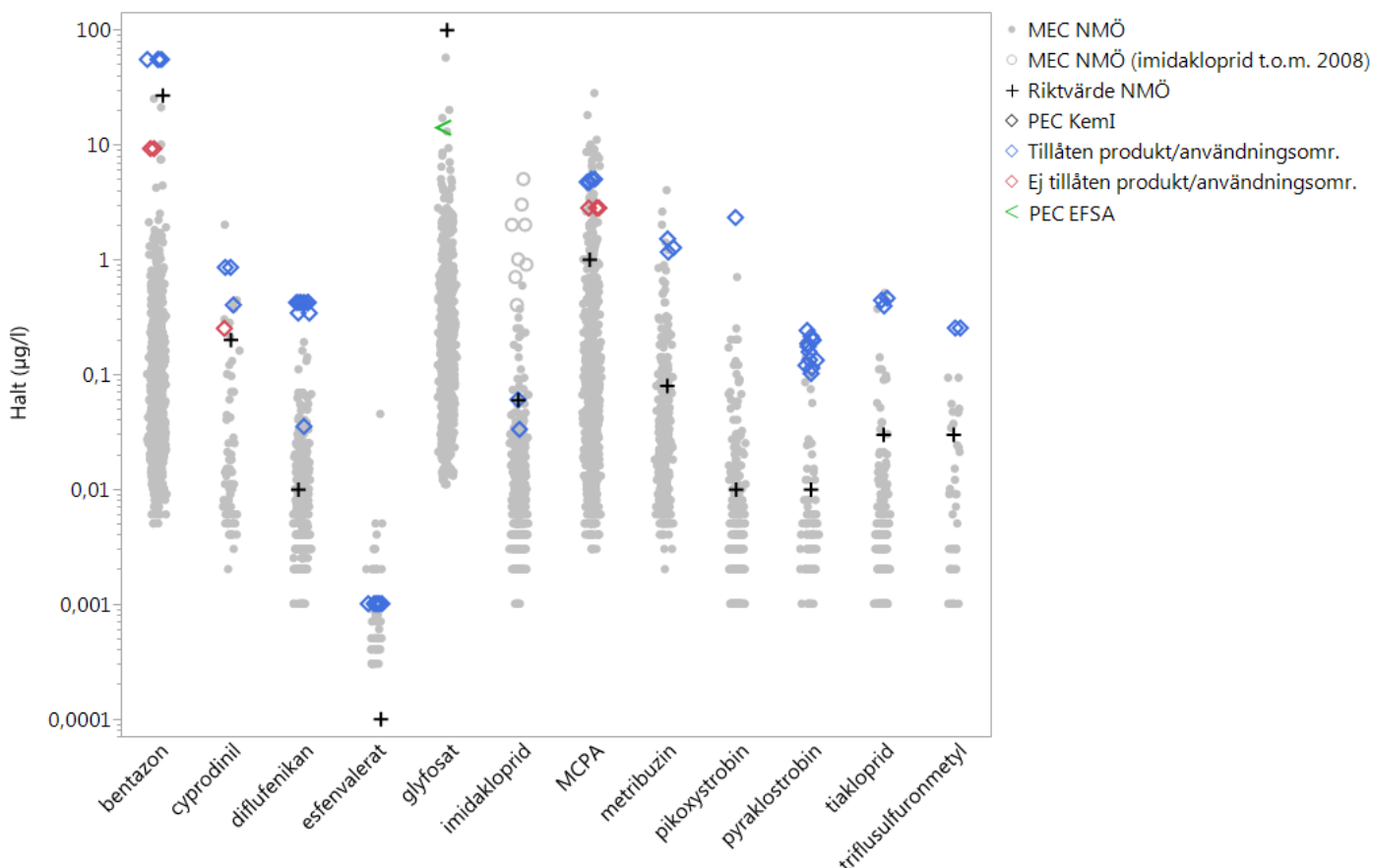
Esfenvalerat och imidaklopid är två undantag där PNEC från EFSA inte är högre än riktvärdet. För esfenvalerat är det lägsta PNEC-värdet från EFSA på samma nivå som riktvärdet. Imidaklopid är den enda substansen där PNEC-värdet från EFSA är lägre än riktvärdet. Riktvärdet som tillämpas inom NMÖ för imidaklopid är ett preliminärt riktvärde som togs fram 2011 på SLU (Andersson et al., 2011). EFSA:s rapport för imidaklopid kom efter detta, 2014, och PNEC-värdet är en s.k. kronisk regulatoriskt acceptabel koncentration (RAC) på 0,009 µg/l som baserats på en artkänslighetsfördelning (SSD). I rapporten anges att värdet endast ska ses som preliminärt för riskbedömning men det pekar på att imidaklopidens giftighet är större än man tidigare antagit.

För imidaklopidens användande som biocidprodukt (som regleras av annan lagstiftning) finns en rapport (assessment report) med slutsatser om bl.a. imidaklopidens risker för miljön (ECHA, 2011). Denna reviderades 2015 genom att ett nytt PNEC för vatten på 0,0048 µg/l föreslogs, alltså lägre än i EFSA:s utvärdering (0,009 µg/l) och betydligt lägre än både KemI:s tillämpade PNEC-värden (0,225-100 µg/l) och riktvärdet inom NMÖ (0,06 µg/l). Detta PNEC-värde baseras på ett 28 dagars test med dagsländan *Caenis horaria*, där EC<sub>10</sub> var 0,024 µg/l och en säkerhetsfaktor på 5 tillämpades. De låga PNEC-värdena från EFSA:s och ECHA:s relativt nya rapporter pekar på ett behov av att se över riktvärdet för imidaklopid. Imidaklopid är en av de substanser som Havs- och vattenmyndigheten för närvarande (2017) utreder avseende relevans och tillgängligt underlag för att etablera bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19.

### 3.2 Halter i miljön - jämförelse mellan MEC och PEC

I detta avsnitt jämförs halter som uppmätts i miljön (MEC) med Predicted Environmental Concentration (PEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens miljöriskbedömning. Jämförelsen görs för de produkter som innehåller någon av de 12 utvalda substanserna. I detta avsnitt har vi valt att inte ta med PEC-värden från produkter som är registrerade för användning i växthus, fruktodling, för golfbanor, gräsfrö, gräsmattor, energiskog eller skogsplantering, då de inte kan anses vara jämförbara med den odling som bedrivs i NMÖ:s typområden och därmed inte kan sägas ha jämförbara uppskattade koncentrationer.

I Figur 8 visas uppmätta halter från NMÖ:s typområden under åren 2002-2015 samt PEC-värden och riktvärden för respektive substans. De simulerade PEC-halterna ligger för alla substanser bland de högsta uppmätta halterna från NMÖ:s typområden. Precis som för PNEC-värden så kan PEC-värdena variera mellan olika produkter, och för PEC-värden framför allt mellan olika användningsområden (grödor) på grund av antaganden om t.ex. olika doser, avstånd till vatten och upptag i gröda.



**Figur 8.** Predicted Environmental Concentration (PEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljöriskbedömning (blå diamanter för produkter som är tillåtna i februari 2017 och röda diamanter för produkter som ej är tillåtna) och uppmätta koncentrationer (MEC, endast fynd) inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) 2002-2015 (grå punkter) för de 12 utvalda substanserna. Olika PEC från KemI visas för varje aktiv substans då det finns olika PEC:s för olika produkter och deras olika användningsområden (grödetyper) som godkänts av KemI. För glyfosat visas PEC-värdet från EFSA (2015) (grön <).

**Tabell 4.** Antal prover inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) där substansen har analyserats samt median, 75:e och 90:e percentil och maxvärde av halter som uppmätts (MEC) i dessa prover (även prover utan uppmätta halter (nollor) har inkluderats vid beräkning av median och percentiler)

Aktiv substans	Antal prover NMÖ	Median MEC NMÖ (µg/l)	75:e perc. MEC NMÖ (µg/l)	90:e perc. MEC NMÖ (µg/l)	Max MEC NMÖ (µg/l)
bentazon	1301	0,041	0,13	0,35	25
cyprodinil	1046	0	0	0	2
diflufenikan	1298	0	0,003	0,01	0,19
esfenvalerat	1297	0	0	0	0,045
glyfosat	1299	0,11	0,31	0,74	57
imidakloprid	1047	0	0,007	0,017	5
MCPA	1300	0,013	0,076	0,44	28
metribuzin	1300	0	0,006	0,041	4
pikoxystrobin	778	0	0,002	0,008	0,7
pyraklostrobin	1134	0	0	0	0,19
tiakloprid	685	0	0,001	0,005	0,51
triflusulfuronmetyl	1274	0	0	0	0,093

I Tabell 4 visas hur många prover som varje substans har analyserats i inom NMÖ 2002-2015 samt percentiler för halterna i dessa prover.

I Tabell 5 visas det högsta respektive lägsta PEC-värdet som en produkt registrerats med för respektive substans. I tabellen visas även hur många prover varje substans analyserats i inom NMÖ 2002-2015 samt hur stor andel av dessa prover där en halt över lägsta respektive högsta PEC-värdet uppmätts. Andelen prover där en halt uppmätts över lägsta PEC för respektive substans varierar från 0-4,6 %. Om man jämför med det högsta PEC-värdet minskar andelen till 0-2,8 %. Den högsta andelen prover över de högsta PEC-värdena är för imidakloprid (2,8 %) följt av MCPA (1,2 %) och esfenvalerat (1,2 %). För övriga substanser är det endast 0-0,2 % av proverna där en halt har uppmätts över högsta PEC.

**Tabell 5.** Högsta och lägsta Predicted Environmental Concentration (PEC) från Kemi:s miljöriskbedömningar av olika produkter för respektive substans, antal prover inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) där substansen har analyserats samt andel av prover inom NMÖ där en högre halt än högsta och lägsta PEC har uppmätts (även prover utan uppmätta halter (nollor) har inkluderats i det totala antalet prover)

Aktiv substans	Kemi PEC min (µg/l)	Kemi PEC max (µg/l)	Antal prover NMÖ	Andel prover > Kemi PEC min (%)	Andel prover > Kemi PEC max (%)
bentazon	9,2	55	1301	0,2 %	0 %
cyprodinil	0,25	0,85	1046	0,6 %	0,1 %
diflufenikan	0,035	0,42	1298	2,0 %	0 %
esfenvalerat	0,001	0,001	1297	1,2 %	1,2 %
glyfosat	14 <sup>a</sup>	14 <sup>a</sup>	1299	0,2 %	0,2 %
imidakloprid	0,033	0,06	1047	4,6 %	2,8 %
MCPA	2,8	4,981	1300	2,2 %	1,2 %
metribuzin	1,154	1,505	1300	0,4 %	0,2 %
pikoxystrobin	2,31	2,31	778	0 %	0 %
pyraklostrobin	0,101	0,24	1134	0,3 %	0 %
tiakloprid	0,392	0,458	685	0,3 %	0,1 %
triflusulfuronmetyl	0,252	0,252	1274	0 %	0 %

a PEC-värde för glyfosat från EFSA (2015b).

En jämförelse av Kemi:s PEC-värden och de riktvärden som tillämpas inom NMÖ visar att PEC-värdet i de flesta fallen är högre än riktvärdet (Tabell 6). Kvoten mellan PEC och riktvärdet ligger på mellan 0,1 (glyfosat) och 231 (pikoxystrobin). I de flesta fallen är som sagt PEC-värdet högre än riktvärdet vilket innebär att man har accepterat högre halter i vattenmiljön i samband med miljöriskbedömningen än den som man accepterar om bedömningen baseras på de riktvärden som används inom NMÖ.

**Tabell 6.** Riktvärden (RV) som tillämpas inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) av växtskyddsmedel, Predicted Environmental Concentration (PEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljöriskbedömning, kvoten mellan PEC och RV, antal produkter och användningsområden (grödor) som registrerats med respektive PEC-värde för substansen samt hur många av dessa produkter som är godkända i februari 2017. I denna tabell visas PEC-värden för substanser som ingår i produkter som endast är registrerade för användning i växthus, fruktodling, för golfbanor, gräsfrö, gräsmattor, energiskog eller skogsplantor i kursiv stil

Substans	Riktvärde NMÖ (µg/l)	KemI PEC (µg/l)	Kvot PEC/RV	Antal produkter (anv.-omr.)	Varav godkända
bentazon	27	9,2	0,3	1 (3)	0 (0)
bentazon	27	55	2,0	1 (4)	1 (4)
cyprodinil	0,2	0,25	1,3	1 (1)	0 (0)
cyprodinil	0,2	0,4	2	1 (1)	1 (1)
cyprodinil	0,2	0,85	4,3	2 (2)	2 (2)
diflufenikan	0,01	0,035	3,5	1 (1)	1 (1)
diflufenikan	0,01	0,34	34	1 (2)	1 (2)
diflufenikan	0,01	0,42	42	3 (11)	3 (11)
esfenvalerat	0,0001	0,001	10	1 (9)	1 (1)
glyfosat	100	14 <sup>a</sup>	0,1	30 (266)	12 (119)
imidaklopid	0,06	0,033	0,6	1 (1)	1 (1)
imidaklopid	0,06	0,06	1	1 (1)	1 (1)
<i>imidaklopid</i>	<i>0,06</i>	<i>5,042</i>	<i>84</i>	<i>2 (3)</i>	<i>2 (3)</i>
MCPA	1	4,702	4,7	1 (5)	1 (5)
MCPA	1	4,981	5,0	1 (2)	1 (2)
metribuzin	0,08	1,154	14	1 (1)	1 (1)
metribuzin	0,08	1,262	16	1 (1)	1 (1)
metribuzin	0,08	1,505	19	1 (1)	1 (1)
pikoxystrobin	0,01	2,31	231	1 (1)	1 (1)
pyraklostrobin	0,01	0,101	10	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,113	11	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,119	12	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,132	13	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,133	13	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,156	16	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,174	17	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,184	18	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,197	20	1 (1)	1 (1)
pyraklostrobin	0,01	0,201	20	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,213	21	1 (1)	1(1)
pyraklostrobin	0,01	0,240	24	1 (1)	1 (1)
<i>pyraklostrobin</i>	<i>0,01</i>	<i>0,244</i>	<i>24</i>	<i>1 (1)</i>	<i>1(1)</i>
tiaklopid	0,03	0,392	13	1 (1)	1 (1)
tiaklopid	0,03	0,440	15	1 (2)	1 (2)
tiaklopid	0,03	0,458	15	1 (1)	1 (1)
triflusulfuronmetyl	0,03	0,252	8,4	1 (2)	1 (2)

a PEC-värde för glyfosat från EFSA (2015b).

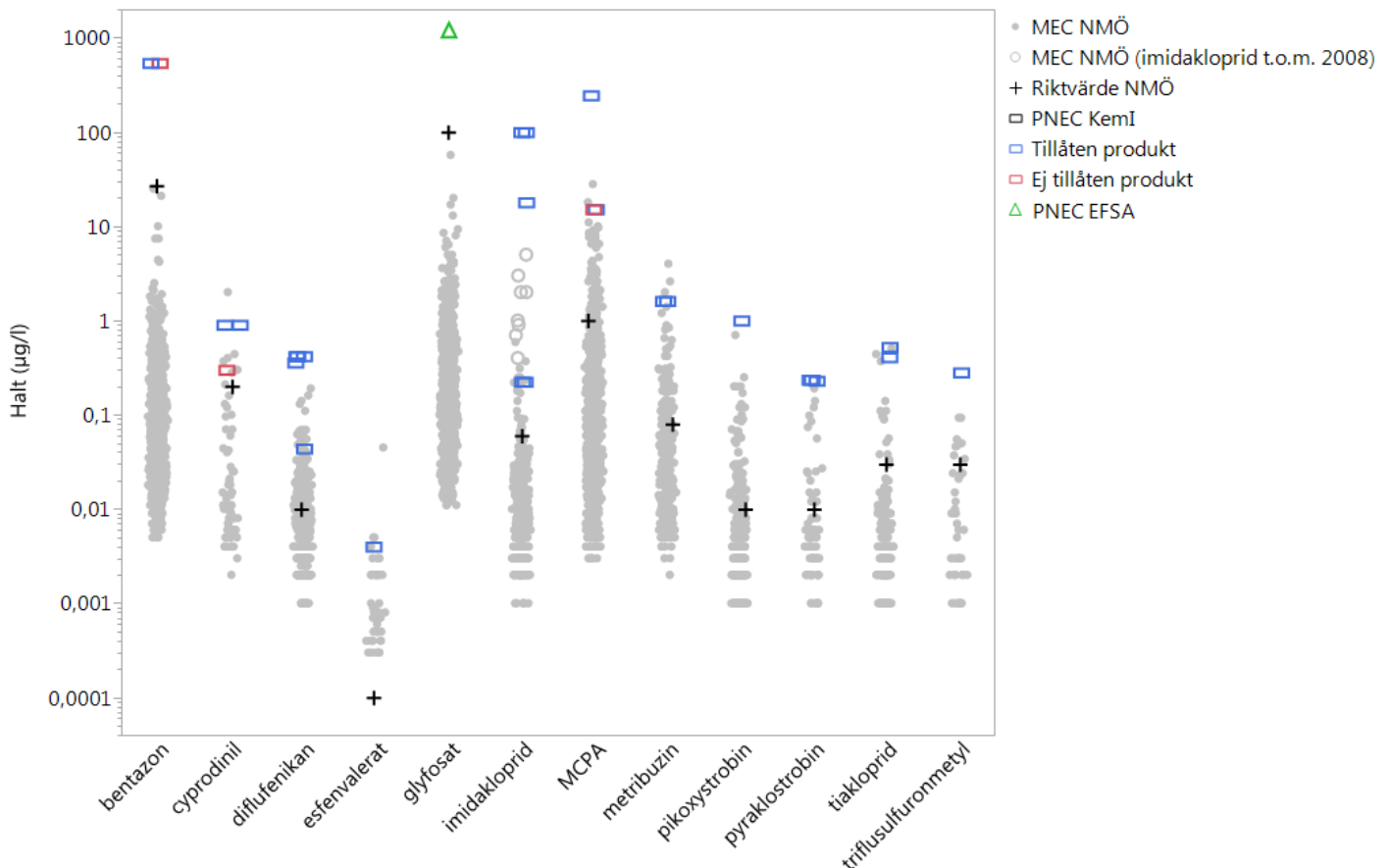


### 3.3 Halter i miljön (MEC) jämfört med riskbedömning (PNEC)

I detta avsnitt jämförs halter som uppmätts i miljön (MEC) med Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens miljöriskbedömning. Jämförelsen görs för de produkter som innehåller någon av de 12 utvalda substanserna. I Figur 9 visas uppmätta halter från NMÖ:s typområden samt PNEC-värden från KemI och riktvärden från NMÖ för respektive substans.

I Tabell 7 visas det högsta respektive lägsta PNEC-värdet som använts då en produkt innehållande någon av de undersökta substanserna registrerats i Sverige. I tabellen visas även i hur många prover varje substans analyserats för inom NMÖ 2002-2015 samt hur stor andel av dessa prover där en halt över lägsta respektive högsta PNEC-värdet uppmätts. För bentazon, glyfosat, pikoxystrobin, pyraklostrobin och triflusaluronmetyl är inga uppmätta halter högre än något PNEC-värde. För dessa substanser bör alltså ingen av de uppmätta halterna innebära någon risk för vattenlevande organismer ifall bedömningen görs utifrån PNEC-värdena. Diflufenikan har den högsta andelen prover över sitt lägsta PNEC med 1,5 % och därefter kommer imidaklopid med 1,3 %. Resterande substanser har 0,2-0,4 % av halterna över lägsta PNEC. En jämförelse med högsta PNEC-värdet visar att det endast är för tre substanser där man vid enstaka tillfällen (delar av procent) har uppmätt halter över PNEC-värdet; cyprodinil på 0,1 % och metribuzin och esfenvalerat på 0,2 %. Om motsvarande jämförelse görs utifrån riktvärden och samma dataunderlag (NMÖ typområden exkl. spårhalter innan 2009) så är 0-10 % av uppmätta halter över riktvärden, med högst andel för diflufenikan.

En jämförelse med PNEC-värdet från imidakloprids användande som biocid som tidigare nämnts (0,0048 µg/l; ECHA, 2011) visar att ca 33 % av proverna inom NMÖ överskrider detta värde (jämfört med 2,8 % över RV). Om bedömningen skulle göras utifrån detta PNEC-värde skulle alltså en anmärkningsvärt stor andel av proverna inom NMÖ ha halter som pekar på en risk för vattenlevande organismer.



**Figur 9.** Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljörisksbedömning (blå rektanglar för produkter som är tillåtna i februari 2017 och röda rektanglar för produkter som ej är tillåtna) och uppmätta koncentrationer (MEC, endast fynd) inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) (grå punkter) för de 12 utvalda substanserna. Olika PNEC från KemI visas för varje aktiv substans då det finns olika PNEC-värden för olika produkter som godkänts av KemI. För glyfosat visas PNEC-värdet från EFSA (2015b) (grön triangel).

**Tabell 7.** Högsta och lägsta Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tillämpats i Kemikalieinspektionens (KemI) miljörisksbedömning, antal prover substansen har analyserats i inom nationell miljöövervakning (NMÖ) 2002-2015 samt andel av prover inom NMÖ där en högre halt än högsta och lägsta PNEC har uppmätts (även prover utan uppmätt halt (nollor) har inkluderats i det totala antalet prover)

Aktiv substans	KemI PNEC min (µg/l)	KemI PNEC max (µg/l)	NMÖ Antal prover	Andel prover > KemI PNEC min (%)	Andel prover > KemI PNEC max (%)
bentazon	540	540	1301	0 %	0 %
cyprodinil	0,3	0,9	1046	0,4 %	0,1 %
diflufenikan	0,044	0,42	1298	1,5 %	0 %
esfenvalerat	0,004	0,004	1297	0,2 %	0,2 %
glyfosat	1200 <sup>a</sup>	1200 <sup>a</sup>	1299	0 %	0 %
imidaklopid	0,225	100	1047	1,3 %	0 %
MCPA	15,2	>246,2	1300	0,2 %	0 %
metribuzin	1,61	1,61	1300	0,2 %	0,2 %
pikoxystrobin	1	1	778	0 %	0 %
pyraklostrobin	0,230	0,235	1134	0 %	0 %
tiaklopid	0,407	0,523	685	0,3 %	0 %
triflusulfuronmetyl	0,282	0,282	1274	0 %	0 %

<sup>a</sup> PNEC-värde för glyfosat från EFSA (2015b).

## 3.4 Substansers användning och egenskaper jämfört med halter i miljön

I detta avsnitt görs regressionsanalyser för att utreda i vilken utsträckning uppmätta halter och transporter i miljön inom den nationella miljöövervakningen förklaras av substansers fysikaliska och kemiska egenskaper samt total använd mängd av substansen per typområde och år. De variabler för substansens egenskaper som undersöks är halveringstid i jord ( $DT_{50}$ ), adsorption till jordpartiklar ( $K_{(f)oc}$ ), vattenlöslighet ( $S_w$ ) och lipofilitet ( $\log P_{ow}$ ). Responsvariabeln (uppmätta halter respektive procentuell förlust) har log-transformerats (10-logaritm) för att uppnå approximativ normalfördelning och de förklarande variablerna log-transformerades också för att bibehålla det linjära sambandet mellan dessa variabler och responsen.  $\log P_{ow}$  log-transformerades dock inte då variabeln redan är logaritmerad i PPDB-databasen.

### 3.4.1 Uppmätta halter

Som ett första steg gjordes en multipel linjär regression (mixed model) där uppmätta halter av varje substans i de 4 typområdena relaterades till den använda mängden av substansen samt substansens egenskaper, allt per område och år. Vi valde att använda den 95:e percentilen av uppmätta halter för varje substans och år som responsvariabel, detta för att undvika att en stor del av data skulle vara ej detekterade koncentrationer, alltså noll. De 95:e percentiler av halter som ändå var noll sattes till ett värde ( $0,0002 \mu\text{g/l}$ ) precis under den lägsta uppmätta halten för att de inte skulle bli odefinierade när variabeln logtransformerades. En mixed model användes för att kunna använda data från den upprepade provtagningen från alla de 13 år som det finns data för. Årtalet lades in i modellen som en "repeated structure" för att korrigera för att prover som tas på samma plats under upprepade år inte är oberoende observationer.

Eventuell samvariation mellan förklaringsvariablerna som användes i modellen kontrollerades och resultaten visas i korrelationsmatrisen i Tabell 8. Det finns en relativt stark samvariation mellan variablerna  $\log K_{(f)oc}$ ,  $\log S_w$  och  $\log P_{ow}$  vilket innebär att de tre variablerna åtminstone till viss del förklarar samma processer som har betydelse för förlusterna av växtskyddsmedel. Detta kan förklaras med att de alla beskriver de olika substansernas benägenhet att lösa sig i eller binda till vatten kontra organiskt material vilket är en viktig faktor för läckage av växtskyddsmedel. Den starka korrelationen mellan variablerna gör att det påverkar vilka variabler som är signifikanta beroende på vilka variabler som inkluderas i modellen. Även storleken på de olika termerna och deras standardavvikelse ändras beroende på vilka variabler som inkluderas eftersom det påverkar hur mycket responsvariabeln "beror" av de olika förklarande variablerna.

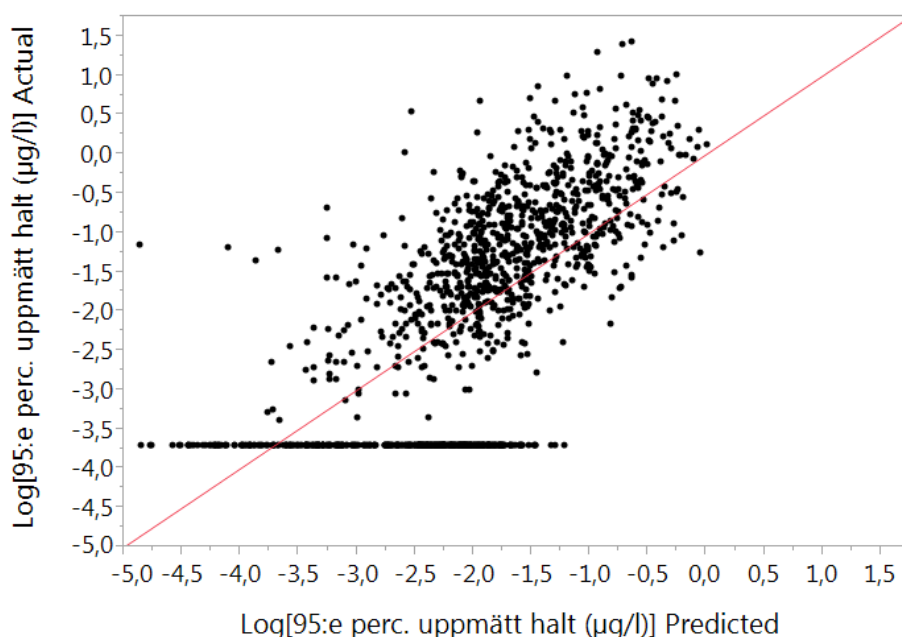
**Tabell 8.** Korrelationsmatris för de förklarande variablerna  $\log[\text{Total\_mängd}]$ ,  $\log[K_{(f)oc}]$ ,  $\log[DT_{50}]$ ,  $\log[S_w]$  och  $\log[P_{ow}]$  i regressionsmodellen för  $\log[95\text{:e percentil uppmätt halt}]$

	<b>Log[Total_mängd]</b>	<b>Log[K(f)oc]</b>	<b>Log[DT50]</b>	<b>Log[S<sub>w</sub>]</b>	<b>log[P<sub>ow</sub>]</b>
<b>Log[Total_mängd]</b>	1,0000	-0,0428	0,2480	0,1562	0,1269
<b>Log[K(f)oc]</b>	-0,0428	1,0000	0,4791	-0,8802	0,8707
<b>Log[DT50]</b>	0,2480	0,4791	1,0000	-0,3822	0,4930
<b>Log[S<sub>w</sub>]</b>	0,1562	-0,8802	-0,3822	1,0000	-0,8600
<b>Log[P<sub>ow</sub>]</b>	0,1269	0,8707	0,4930	-0,8600	1,0000

Till en början testades att inkludera alla variabler i modellen med resultatet att  $\log \text{Total\_mängd}$  hade p-värdet  $<0,0001$ ,  $\log P_{ow}$   $0,0003$  och  $\log DT_{50}$   $0,0062$  medan  $\log K_{(f)oc}$  och  $\log S_w$  inte blev signifikanta ( $p=0,0676$  resp.  $p=0,2759$ ). Om  $\log S_w$ , vilket har högst p-värde, exkluderas blir resterande variabler signifikanta vilket innebär att de alla bidrar till att förklara spridningen i uppmätta halter. Resultaten från modellen med dessa variabler visas i Tabell 9 och Figur 10.

**Tabell 9** Resultat från multipel linjär regression mellan log[95:e percentil uppmätt halt] (logaritmen av 95:e percentilen av uppmätta halter per substans, år och område) och de förklarande variablerna log[Total\_mängd], log[DT50], log[K(f)oc] och log[Pow]

Term	Estimate	Std Error	DFDen	t Ratio	Prob> t	95% Lower	95% Upper
Intercept	-2,043257	0,1566881	288,2	-13,04	<,0001*	-2,351655	-1,734859
Log[Total_mängd]	0,7526494	0,0469594	563,9	16,03	<,0001*	0,6604127	0,8448861
Log[DT50]	0,2615244	0,0907339	296,2	2,88	0,0042*	0,0829596	0,4400893
Log[K(f)oc]	-0,179188	0,066537	300,8	-2,69	0,0075*	-0,310125	-0,048252
Log[Pow]	-0,17225	0,035219	284,4	-4,89	<,0001*	-0,241573	-0,102927



**Figur 10.** Spridningsdiagram för modellen  $\log[95:e \text{ percentil uppmätt halt}] = -2,043257 + (0,7526494 * \log[\text{Total\_mängd}]) + (0,2615244 * \log[\text{DT50}]) - (0,179188 * \log[\text{K(f)oc}]) - (0,17225 * \log[\text{Pow}])$ . Förutom de förklarande variablerna i ekvationen korrigeras det även i modellen för att observationer från efterföljande år är korrelerade. Figuren visar de uppmätta halter som modellen predikterar (predicted) jämfört med de faktiska halterna (actual).

Efter detta genomfördes en stegvis linjär regression för att utreda om resultaten är stabila mellan åren och för att se vilka variabler som förklarar responsen bäst för varje år. Med denna metod kan vi även få ett  $R^2$ -värde som visar till vilken grad modellen kan prediktera koncentrationerna utifrån de inkluderade variablerna. Bayesian Information criteria (BIC) i en framåt-selektion användes för att välja den bästa modellen för varje år. Framåt-selektion innebär att den förklarande variabel som har högst signifikans läggs till först, sen läggs variabler till i signifikansordning tills det inte finns fler signifikanta variabler. BIC är baserat på modellens "likelihood" och bestraffar komplexa modeller, d.v.s. modeller med många variabler, för att hitta den modellen som bäst beskriver responsen med så få parametrar som möjligt. Resultaten för respektive år visas i Tabell 10. För alla år är  $\log\text{Total\_mängd}$  en av de utvalda variablerna och i 7 av de 13 åren är det den variabel som bäst beskriver variationen i  $\log 95:e$  percentil uppmätt halt. De år då  $\log\text{Total\_mängd}$  inte väljs som bäst beskrivande variabel är det  $\log S_w$  som väljs ut, alltid följt av  $\log\text{Total\_mängd}$ .  $\log P_{ow}$  väljs också ut bland de signifikanta förklarande variablerna i 7 av de 13 åren men aldrig på första plats och  $\log K_{(f)oc}$  och  $\log DT_{50}$  förekommer i två respektive ett år med lägre signifikansnivå.  $R^2$ -värdet visar styrkan i sambandet mellan de förklarande variablerna och responsvariabeln och det varierar mellan 0,37 och 0,63 för de utvalda variablerna respektive år. Ett  $R^2$ -värde baserat på endast  $\log\text{Total\_mängd}$  som förklarande variabel varierar mellan 0,15 och 0,48 vilket visar att endast  $\log\text{Total\_mängd}$  kan beskriva en del av variationen men att även substansernas egenskaper bidrar till att förklara de uppmätta halterna.

Överlag pekar resultaten på att den totalt använda mängden per år och område är den bästa förklarande variabeln för de uppmätta halterna i den nationella miljöövervakningen men att de också till viss del har ett samband med substansernas egenskaper. Små variationer mellan åren i vilka halter som har uppmätts av olika substanser i just det här datasetet kan påverka vilken av de tre korrelerade variablerna knutna till adsorption och löslighet som har högst förklaringsgrad respektive år. Det är svårt utifrån de här resultaten att uttala sig allmänt om vilken av dem som är den bästa prediktorn.

**Tabell 10.** Resultat från stegvis multipel linjär regression mellan log[95:e percentil uppmätt halt] (logaritmen av 95:e percentilen av uppmätta halter per substans, år och område) och de förklarande variablerna logTotal\_mängd, logK<sub>(f)oc</sub>, logDT<sub>50</sub>, logS<sub>w</sub> och logP<sub>ow</sub> uppdelat per år. Tabellen visar vilka variabler som bäst beskriver 95:e percentilen av uppmätta halter samt R<sup>2</sup>-värdet för modellen med de inkluderade variablerna samt med endast log[Total\_mängd] som förklarande variabel

År	Variabler	R <sup>2</sup> justerad	R <sup>2</sup> justerad, endast logTotal_mängd
2002	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,49	0,35
2003	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,57	0,40
2004	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,50	0,22
2005	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,47	0,35
2006	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,50	0,32
2007	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,63	0,48
2008	logTotal_mängd***, logS <sub>w</sub> ***	0,52	0,32
2009	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***	0,49	0,28
2010	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***	0,41	0,20
2011	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***, logK <sub>(f)oc</sub> **, logDT <sub>50</sub> **	0,42	0,16
2012	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***, logK <sub>(f)oc</sub> *	0,37	0,15
2013	logS <sub>w</sub> ***, logTotal_mängd***	0,57	0,31
2014	logTotal_mängd***, logP <sub>ow</sub> ***	0,49	0,27

\*, \*\*, \*\*\* signifikant på nivåerna 0,05; 0,01 respektive 0,001

### 3.4.2 Procentuella förluster

För att försöka utreda tydligare vilka fysiska och kemiska egenskaper som avgör vilka växtskyddsmedel vi hittar i miljön så använde vi den procentuella förlusten av varje substans som responsvariabel (hur stor andel av använd mängd som transporteras till provpunkten). På detta sätt får vi ett mått på vilka substanser som läcker mest som är normaliserat för den använda mängden. På ett motsvarande sätt som för uppmätta halter har nolltransporter satts till ett värde just under det lägsta uppmätta innan beräkning av procentuell förlust, för att data inte skulle bli odefinierade efter logtransformering. Som tidigare nämnts har extremvärden i procentuell förlust tagits bort p.g.a. att beräkningen baseras på något osäkra bakgrundsdata.

Här användes samma modell som ovan men utan använd mängd som förklarande variabel. Återigen finns en stark korrelation mellan variablerna logS<sub>w</sub>, logP<sub>ow</sub> och logK<sub>(f)oc</sub> i dessa data (Tabell 11) och det påverkar resultatet om man väljer att utesluta den ena av dessa variabler.

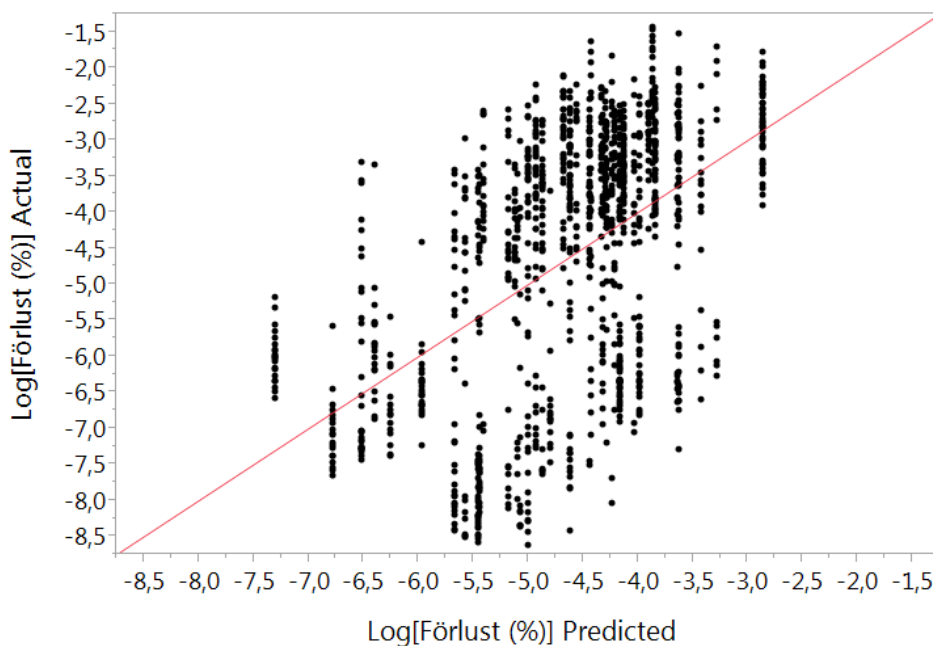
**Tabell 11.** Korrelationsmatris för variablerna log[K(f)oc], log[DT50], log[Sw] och log[Pow] i regressionsmodellen för log[Förlust (%)]

	Log[K(f)oc]	Log[DT50]	Log[Sw]	Log[Pow]
Log[K(f)oc]	1,0000	0,4760	-0,8797	0,8692
Log[DT50]	0,4760	1,0000	-0,3809	0,4915
Log[Sw]	-0,8797	-0,3809	1,0000	-0,8595
Log[Pow]	0,8692	0,4915	-0,8595	1,0000

Då alla variabler inkluderades i modellen blev alla variabler utom  $\log S_w$  signifikanta. Därför exkluderades  $\log S_w$  precis som i modellen för uppmätta halter. Resultaten för modellen med resterande variabler visas i Tabell 12 och Figur 11.

**Tabell 12.** Resultat från multipel linjär regression mellan  $\log[\text{Förlust (\%)}]$  (logaritmen av procentuella förluster per substans, år och område) och de förklarande variablerna  $\log[\text{DT50}]$ ,  $\log[\text{K(f)oc}]$  och  $\log[\text{Pow}]$

Term	Estimate	Std Error	DFDen	t Ratio	Prob> t	95% Lower	95% Upper
Intercept	-3,866024	0,251713	265,1	-15,36	<,0001*	-4,361635	-3,370412
Log[DT50]	0,5998402	0,1467773	274,8	4,09	<,0001*	0,3108893	0,8887911
Log[K(f)oc]	-0,502622	0,1052559	265,6	-4,78	<,0001*	-0,709864	-0,295379
Log[Pow]	-0,165418	0,0564183	258,9	-2,93	0,0037*	-0,276515	-0,054321



**Figur 11.** Spridningsdiagram för modellen  $\log[\text{Förlust (\%)}] = -3,866024 + (0,5998402 * \text{Log}[\text{DT50}]) - (0,502622 * \text{Log}[\text{K(f)oc}]) - (0,165418 * \text{Log}[\text{Pow}])$ . Figuren visar de procentuella förluster som modellen predikterar (predicted) jämfört med de faktiska procentuella förlusterna (actual).

För procentuell förlust genomfördes på samma sätt som för de uppmätta halterna en stegvis linjär regression för att testa om resultaten är stabila från år till år och för att se vilka variabler som bäst beskriver den procentuella förlusten varje år. Variabeln  $\log K_{(f)oc}$  valdes som den bäst förklarande variabeln under 6 av 13 år,  $\log S_w$  under 5 av 13 år och  $\log P_{ow}$  under 2 av 13 år. Det finns alltså ingen tydlig variabel som är bäst beskrivande för alla år och detta är också konsekvent med att de tre variablerna är starkt korrelerade. Då de beskriver liknande processer med effekt på läckagerisken så kan mindre skillnader mellan åren göra att olika variabler blir de bäst förklarande. Halveringstiden,  $\log DT_{50}$ , som inte är starkt korrelerad med de andra variablerna valdes däremot aldrig som den bäst beskrivande variabeln. För de 5 år den inkluderas är det tillsammans med  $\log K_{(f)oc}$  eller i ett fall med  $\log P_{ow}$ .

**Tabell 13.** Resultat från stegvis linjär regression mellan log[Förlust (%)] (logaritmen av procentuella förluster per substans, år och område) och de förklarande variablerna log[K(f)oc], log[DT50], log[Sw] och log[Pow] uppdelat per år. Tabellen visar vilka variabler som bäst beskriver log[Förlust (%)] samt R<sup>2</sup>-värdet för modellen med de inkluderade variablerna

År	Variabler	R <sup>2</sup> justerad
2002	logS <sub>w</sub> ***	0,32
2003	logK <sub>(f)oc</sub> ***	0,20
2004	logP <sub>ow</sub> ***	0,27
2005	logK <sub>(f)oc</sub> ***, logDT <sub>50</sub> *	0,20
2006	logP <sub>ow</sub> ***, logDT <sub>50</sub> ***	0,29
2007	logK <sub>(f)oc</sub> *	0,11
2008	logS <sub>w</sub> ***	0,30
2009	logK <sub>(f)oc</sub> ***, logDT <sub>50</sub> **	0,40
2010	logS <sub>w</sub> ***	0,26
2011	logK <sub>(f)oc</sub> ***, logDT <sub>50</sub> *	0,30
2012	logK <sub>(f)oc</sub> ***, logDT <sub>50</sub> *	0,31
2013	logS <sub>w</sub> ***	0,39
2014	logS <sub>w</sub> ***	0,23

\*,\*\*,\*\*\* signifikant på nivåerna 0,05; 0,01 respektive 0,001

### 3.5 Utvalda substanser jämfört med övriga växtskyddssubstanser

I detta avsnitt jämförs de 12 utvalda substanserna med andra växtskyddssubstanser för att se om dessa substanser utmärker sig på något sätt. Jämförelserna görs framförallt med avseende på de variabler som har undersökts i den här rapporten nämligen deras riktvärden, fysikaliska och kemiska egenskaper, försålda mängder samt procentuella förluster, uppmätta halter, använda mängder och medeldos i typområdena. Jämförelsen utgår från samma dataset som modellerna i föregående avsnitt (se urvalskriterier i avsnitt 2.6, bland annat inkluderas endast data då en substans haft en registrerad användning i typområdet och har ingått i de kemiska analyserna under samma år). Dock har idag ej tillåtna substanser exkluderats ur denna jämförelse och glyfosat och imidakloprid inkluderats (glyfosat exkluderades ur modellerna p.g.a. sina speciella kemiska egenskaper och imidakloprid exkluderades för att det endast fanns 7 datapunkter och endast substanser med minst 15 datapunkter inkluderades i modellerna). Detta medför att jämförelsen görs för 42 substanser varav 12 är de utvalda substanserna. För imidakloprid har värden för uppmätta koncentrationer och procentuella förluster innan 2009 exkluderats ur jämförelsen på grund av osäkerheterna med tidigare mätvärden (se avsnitt 2.5).

Värden för alla variabler som inkluderats redovisas för de 12 utvalda substanserna i Tabell 14. För att underlätta jämförelsen med de övriga 30 substanserna har vi beräknat inom vilka percentiler dessa värden ligger (baserat på data för samtliga 42 substanser). Dessa percentiler har sedan delats in i klasserna 1-5 där ett högre tal antas representera en potentiellt högre risk för läckage eller överskridande av riktvärden. Denna klassindelning visas för de utvalda substanserna i Tabell 15. Klassningen pekar på att det inte finns någon tydlig enskild parameter som medför att just dessa 12 substanser oftare överskrider sina riktvärden än de övriga undersökta substanserna. Snarare verkar olika förklaringar vara troliga för de olika substanserna.

För bentazon och glyfosat, som valts ut för att de ofta förekommer i relativt höga halter, pekar många av parametrarna på att de tillhör de substanser som har störst användning, medeldos och procentuell förlust. Även deras vattenlöslighet, och för bentazon den låga adsorptionen till jordpartiklar, kan bidra till att de uppmäts i förhöjda halter i ytvatten. Båda substanserna hör dock till de substanser som har högst riktvärde vilket gör att det sällan överskrids. Även MCPA förekommer relativt ofta i förhöjda halter och har också en stor användning och egenskaper som gör den relativt läckagebenägen. MCPA:s något lägre riktvärde jämfört med bentazon och glyfosat gör också att det överskrids i en viss

andel av analyserade prover. Imidaklopid och metribuzin tillhör också substanser med de högsta procentuella förlusterna. Imidaklopid har en förhållandevis lång halveringstid och ett lågt riktvärde vilket kan bidra till fler överskridanden. För metribuzin kan det låga  $K_{(f)oc}$ -värdet och relativt höga doser vara bidragande orsaker. Esfenvalerat har ett mycket lågt riktvärde vilket gör att det överskrids i stort sett varje gång substansen detekteras och den relativt långa halveringstiden i jord bidrar till att substansen ibland uppmäts. Även diflufenikan har ett relativt lågt riktvärde och en lång halveringstid i jord och säljs dessutom i relativt stora kvantiteter. Sammantaget kan detta bidra till att det är den vanligaste substansen att uppmäta över riktvärdet.

Resterande av de utvalda substanserna har ingen parameter där de tillhör den högsta klassen utan det verkar vara ett samspel mellan flera parametrar som bidrar till riktvärdesöverskridanden. För cyprodinil verkar den relativt höga använda mängden, (även medeldos och försåld mängd) samt en relativt hög halveringstid i jord bidra mest till förekomsten i ytvatten. För pikoxystrobin och pyraklostrobin pekar klassningarna på att det är de relativt låga riktvärdena och höga använda mängderna som gör att substanserna utmärker sig. Pyraklostrobin har även en relativt lång halveringstid i jord. För tiaklopid är det låga riktvärdet mest utmärkande av de undersökta parametrarna och för triflusufluronmetyl det låga riktvärdet samt ett lågt  $K_{(f)oc}$ -värde.

**Tabell 14.** Riktvärde,  $K_{(f)oc}$ ,  $DT_{50}$ ,  $S_w$ ,  $\log P_{ow}$ , medianvärden för använd mängd, medeldos, 95:e percentilen av MEC, och procentuell förlust från nationella miljöövervakningens typområden 2002-2014, samt summan av försåld mängd i hela Sverige 2010-2014 (Boström et al., 2016a) för de 12 utvalda substanserna

Substans	Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ )	$K_{(f)oc}$ ( $\text{ml/g}$ )	$DT_{50}$ (dygn)	$S_w$ ( $\text{mg/l}$ )	$\log P_{ow}$	Använd mängd i NMÖ ( $\text{kg/år}$ )	Medel- dos i NMÖ ( $\text{kg/ha}$ )	MEC 95:e perc. i NMÖ ( $\mu\text{g/l}$ )	Proc. förlust i NMÖ (%)	Försåld mängd i SE (ton)
bentazon	27	60	20	7112	-0,46	22	0,49	0,53	0,13 %	36
cyprodinil	0,2	2277	53	13	4	14	0,12	0,013	0,002 %	32
diflufenikan	0,01	1996	142	0,05	4,2	2,7	0,06	0,010	0,02 %	64
esfenvalerat	0,0001	251717	67	0,001	6,24	3,0	0,015	0	0 %	5
glyfosat	100	16331	15	10500	-3,2	160	1,3	1,1	0,09 %	3314
imidaklopid	0,06	225	187	610	0,57	0,8	0,063	0,045	0,44 %	32
MCPA	1	74	24	29390	-0,81	89	0,52	1,4	0,04 %	1284
metribuzin	0,08	38	12	1165	1,65	25	0,27	0,41	0,09 %	24
pikoxystrobin	0,01	898	24	3,1	3,6	13	0,061	0,021	0,004 %	24
pyraklostrobin	0,01	9315	62	1,9	3,99	11	0,064	0	0 %	57
tiaklopid	0,03	615	1	184	1,26	2,0	0,072	0,009	0,01 %	17
triflusufluronmetyl	0,03	58	7	260	0,96	0,6	0,015	0,006	0,01 %	2



**Tabell 15.** Klassning av riktvärde,  $K_{(f)oc}$ ,  $DT_{50}$ ,  $S_w$ ,  $\log P_{ow}$ , median av använd mängd, medeldos, 95:e percentilen av MEC, och procentuell förlust från nationella miljöövervakningens typområden 2002-2014 samt försåld mängd i hela Sverige 2010-2014 (Boström et al., 2016a) för de 12 utvalda substanserna jämfört med 30 andra växtskyddsmedelssubstanser

Substans	Rikt- värde	$K_{(f)oc}$	$DT_{50}$	$S_w$	$\log P_{ow}$	Använd mängd i NMÖ	Medel- dos i NMÖ	MEC			Försåld mängd i SE	Klass	Percentil
								95:e perc. i NMÖ	Proc. förlust i NMÖ				
bentazon	1	4	2	4	4	4	5	5	5	5	4	1	<20
cyprodinil	3	2	4	2	2	4	4	3	3	3	4	2	>20 <40
diflufenikan	4	2	5	1	2	3	3	3	4	5	5	3	>40 <60
esfenvalerat	5	1	5	1	1	3	2	2	2	2	2	4	>60 <80
glyfosat	1	1	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	>80
imidaklopid	4	3	5	3	4	2	3	4	5	4	4		
MCPA	2	4	3	5	5	5	5	5	4	5	5		
metribuzin	3	5	1	4	3	4	5	5	5	3	3		
pikoxystrobin	4	2	3	2	2	4	3	3	3	3	3		
pyraklostrobin	4	1	4	2	2	4	3	2	2	4	4		
tiaklopid	4	3	1	3	3	2	3	3	3	3	3		
triflusaluronmetyl	4	4	1	3	3	2	2	2	3	1	1		

För att undersöka om dessa substanser utmärker sig på grund av ett samspel mellan flera av de undersökta parametrarna så beräknades en summa av några av klassningsindexen som bedöms som relativt okorrelerade (Tabell 16). När tabellen sorteras efter fallande summa för indexen så hamnar några av de utpekade substanserna i topp, men spridningen för resterande substanser är dock stor. Andra kombinationer av de förklarande variablerna från Tabell 15 har testats men utan att ge någon tydligare bild. Denna analys bekräftar bilden av att det inte enkelt går att peka på någon enskild förklarande parameter utan att det är olika aspekter, eller kombinationer av aspekter, som har betydelse för varför vi detekterar de olika substanserna i förhöjda halter.

**Tabell 16** Klassning av riktvärde,  $K_{(f)oc}$ ,  $DT_{50}$ , medeldos och procentuell förlust från nationella miljöövervakningens typområden 2002-2014 samt försåld mängd i hela Sverige 2010-2014 (Boström et al., 2016a) för de 12 utvalda substanserna (markerade med fet och understruken text) jämfört med 30 andra växtskyddsmedelssubstanser. Indexen har summerats och tabellen sorterats efter fallande summa

Substans	Summa index	Rikt-värde	$K_{(f)oc}$	$DT_{50}$	Medel-dos i NMÖ	Proc. förlust i NMÖ	Försåld mängd i SE	Klass	Percentil
<b>imidakloprid</b>	24	4	3	5	3	5	4	1	<20
<b>MCPA</b>	23	2	4	3	5	4	5	2	>20 <40
<b>diflufenikan</b>	23	4	2	5	3	4	5	3	>40 <60
pirimikarb	22	3	3	5	4	4	3	4	>60 <80
<b>metribuzin</b>	22	3	5	1	5	5	3	5	>80
klopyralid	21	1	5	4	2	5	4		
<b>bentazon</b>	21	1	4	2	5	5	4		
fluroxipyr	21	1	4	2	4	5	5		
metamitron	21	1	4	2	5	4	5		
sulfosulfuron	20	4	5	4	2	4	1		
azoxystrobin	20	2	3	5	3	4	3		
fluazinam	20	2	2	5	5	2	4		
<b>cyprodinil</b>	20	3	2	4	4	3	4		
protiokonazol-destio	20	2	3	3	4	3	5		
aklonifen	20	3	1	4	5	2	5		
karfentrazonsyra	19	2	5	4	2	5	1		
metalaxyl	19	1	3	4	4	5	2		
fenmedifam	19	2	2	4	5	2	4		
propikonazol	19	1	2	5	3	3	5		
<b>glyfosat</b>	19	1	1	2	5	5	5		
<b>pikoxystrobin</b>	18	4	2	3	3	3	3		
<b>pyraklostrobin</b>	18	4	1	4	3	2	4		
prosulfokarb	18	2	2	2	5	2	5		
etofumesat	17	1	3	2	4	5	2		
amidosulfuron	17	3	5	2	1	4	2		
<b>esfenvalerat</b>	17	5	1	5	2	2	2		
alfacypermetrin	17	5	1	5	2	2	2		
cypermetrin	17	5	1	5	2	2	2		
<b>tiakloprid</b>	17	4	3	1	3	3	3		
fenpropimorf	17	3	2	2	4	2	4		
rimsulfuron	16	4	4	3	1	3	1		
metsulfuronmetyl	16	4	5	3	1	2	1		
tribenuronmetyl	16	3	5	1	1	4	2		
cykloxidim	16	1	4	1	4	3	3		
tau-fluvalinat	16	5	1	3	2	2	3		
<b>triflusulfuronmetyl</b>	15	4	4	1	2	3	1		
florasulam	14	4	5	1	1	2	1		
tifensulfuronmetyl	14	4	5	1	1	2	1		
fenoxaprop-P	14	2	3	1	3	2	3		
betacyflutrin	13	5	1	3	1	2	1		
deltametrin	13	5	1	3	1	2	1		
jodsulfuronmetyl-Na	13	3	4	1	1	2	2		

## 4. Diskussion

I denna rapport har de 10 substanser som oftast detekteras i halter över sina respektive riktvärden i ytvatten, samt två substanser som oftast påträffas över 0,1 µg/l, undersökts närmare för att försöka hitta orsaker till att just dessa substanser överskrider sina riktvärden eller förekommer i förhöjda halter oftare än andra. Vidare har riktvärdena, som i flera fall tagits fram av Kemikalieinspektionen (KemI) och som tillämpas inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ), satts i relation till de värden som använts i KemI:s miljöriskbedömningar för bedömning av ekotoxicitet (PNEC) i samband med att växtskyddsprodukter godkänns för användning i Sverige samt de motsvarande värden som anges i EFSA:s rapporter om de aktiva substanserna. De simulerade koncentrationerna som använts i KemI:s miljöriskbedömningar (PEC) har jämförts med uppmätta koncentrationer i NMÖ (MEC).

Jämförelsen mellan riktvärden tillämpade inom NMÖ och PNEC från KemI:s miljöriskbedömningar visade att PNEC-värden genomgående var högre än riktvärdena, ibland betydligt högre, för de 12 substanser vi undersökt närmare (d.v.s. samma substans bedömdes som mindre toxisk om PNEC användes än när motsvarande riktvärde användes). Att riktvärden och PNEC-värden kan skilja sig åt är en följd av att de tagits fram för olika syften och med olika metoder. I vissa fall då PNEC från KemI är betydligt högre än riktvärdet kan det vara viktigt att ha i åtanke att det PNEC som använts i KemI:s miljöriskbedömningar alltid ska ställas i relation till det PEC-värde som användes i samma miljöriskbedömning. I de fall som PEC-värdet varit klart under de PNEC som funnits tillgängliga (t.ex. i EFSA:s rapport), och det därför inte bedömts föreligga någon risk, så har ingen större vikt behövt läggas vid att begära in andra studier som skulle kunna visa något lägre PNEC-värden. I princip ska miljöriskbedömningen i dagsläget baseras på de toxicitetsdata som publicerats i EFSA:s rapporter, men i de fall prövningen har gjorts innan EFSA publicerat några slutsatser, eller innan dessa enligt lagstiftningen behövt återopas, har miljöriskbedömningen baserats på data som det sökande företaget skickat in. Detta kan vara en anledning till att de idag lägsta tillgängliga värdena för toxicitet inte har använts i alla produktgodkännanden. En annan möjlig orsak till att PNEC kan variera för olika produkter innehållande samma aktiva substans är att en första miljöriskbedömning som baserats på t.ex. endpoints publicerade i EFSA:s rapport visat på en risk. Det sökande företaget kan då skicka in ytterligare undersökningar från t.ex. mesokosm-studier som medger en sänkning av säkerhetsfaktorn och därmed ett högre PNEC-värde.

I det här projektet är det inte möjligt att uttala sig om huruvida det är PNEC från KemI eller EFSA eller riktvärden från NMÖ som bäst beskriver vilka halter som innebär en risk för vattenmiljön, men man kan konstatera att de ger olika bilder av om vi har ett miljöproblem med dessa substanser eller inte. De överskridanden av riktvärden som vi ser i miljöövervakningen tyder på att dessa substanser tidvis skulle kunna utgöra en risk för vattenmiljön. Om riktvärdena låg på samma nivå som de högsta av KemI:s PNEC-värden skulle dock en mycket liten andel av proverna innehålla halter över riktvärdet. Oavsett om PNEC eller riktvärden bäst beskriver riskerna för miljön så kan skillnaderna leda till vissa pedagogiska problem då resultaten från miljöövervakningen återkommande pekar ut vissa substanser som ”problematiska” då de överskrider sina riktvärden, trots att de ingår i produkter som baserat på PNEC-värden har godkänts av KemI.

Kvoten mellan PEC-värdet och riktvärdet varierar mellan 0,1-231 men för de flesta produkterna är PEC högre än riktvärdet. Detta innebär att de förväntade koncentrationer i miljön som beräknats i samband med KemI:s godkännandeprocess är högre än de riktvärden som används inom miljöövervakningen. Denna skillnad kan möjligen vara ett resultat av att olika skyddsobjekt är aktuella för PEC:s jämfört med riktvärden. I KemI:s miljöriskbedömningar avser PEC-värdet den simulerade

halten i små vatten (diken, dammar och bäckar) vid fältkanten (FOCUS, 2001) och påverkar alltså en relativt liten yta. Här kan möjligen en högre halt tillåtas innan den potentiellt kan spädas ut. Riktvärden som tillämpas inom miljöövervakningen är dock tänkta att jämföras med koncentrationen i recipienten (sjöar och vattendrag, vattenförekomster i vattenförvaltningen) (HaV, 2016; NV, 2017a) och här bör de ursprungliga halterna vid fältkanten ha minskat både på grund av utspädning och nedbrytning. Dessa halter påverkar dock en större vattenmassa och potentiellt betydligt fler akvatiska organismer vilket kan göra att de lägre tillåtna halterna som representeras av riktvärdena är berättigade. Om vi dock ser överskridanden av riktvärden i representativa provpunkter i större recipienter (vattenförekomster) så indikerar detta en risk för ekologisk skada och tyder på att de halter som tillåts vid fältkanten är för höga för att substanserna ska spädas ut eller brytas ner tillräckligt mycket för att inte överskrida riktvärden i recipienten.

I detta projekt har data från NMÖ:s typområden använts som exempel på vad som uppmäts i miljön (MEC). Det är dock viktigt att poängtera att viss typ av odling saknas i typområdena, t.ex växthus och fruktodling, och det kan inte uteslutas att denna typ av odlingar i viss utsträckning skulle kunna medföra högre halter av vissa substanser. Man bör också ha i åtanke att enstaka höga halter som uppmäts inom NMÖ skulle kunna bero på tillfälligheter, så som läckage från olika typer av punktkällor från t.ex. olyckor, spill och läckage från sprututrustning. Eftersom de scenarier som används i modellerna för att simulera PEC-värdena bygger på en normal användning på fälten kan sådana punktkällor inte tas någon hänsyn till och detta skulle möjligen kunna bidra till några av de MEC som uppmäts över PEC. Vidare så är de PEC-värden som används inom KemL:s miljöriskbedömningar simulerade värden och är inte avsedda att representera möjliga maxkoncentrationer som kan förekomma i miljön utan ska representera realistiska värsta-falls-scenarion som dock inte är heltäckande för alla potentiella förhållanden. Med detta i åtanke är det snarast väntat att vi i undantagsfall uppmäter koncentrationer inom NMÖ som är högre än PEC-värdena.

I avsnittet om samband mellan substansers användning och egenskaper och vad vi uppmäter i miljön testas om substansers egenskaper kan användas för att prediktera de halter och procentuella förluster vi uppmäter i miljön. Här visades att de halter som uppmäts i miljön har ett statistiskt signifikant samband med använda mängder i typområdena och med de undersökta substansegenskaperna. Procentuella förluster av substanserna visade också ett signifikant samband med substansernas egenskaper. I analyserna undersöktes substansegenskaperna halveringstid i jord ( $DT_{50}$ ), adsorption till jordpartiklar ( $K_{(f)oc}$ ), vattenlöslighet ( $S_w$ ) och lipofilitet ( $P_{ow}$ ) och dessa egenskaper är främst relaterade till risken för en substans att läcka genom jorden till dräneringsrören. Det finns dock andra möjliga vägar som substanserna kan ta till ytvatten t.ex. ytavrinning och erosion eller vindavdrift. Dessa processer är främst relevanta för riskerna för läckage där det finns öppet ytvatten och vad gäller typområdena inom NMÖ är det framförallt området E21 som har en betydande andel av bäcken som är öppen (Lindström et al., 2015). I de tre andra områdena är större delen av bäcken kulverterad och nås alltså främst av vatten från dräneringsrören. I en studie från 2008 (Andersson, 2008) undersöktes området E21 närmare och en utredning gjordes av om spridning av växtskyddsmedel på fält i närheten av öppet vatten bidrar mer till förhöjda halter och högre toxicitet än spridning på övriga fält inom avrinningsområdet. Studien pekade på att vindavdrift och ytavrinning, i den mån det sker, endast förekommer vid enstaka tillfällen men att det då skulle kunna bidra till förhöjda halter. Studien pekade också på att skillnader i överskridanden av riktvärden mellan E21 och övriga NMÖ-områden inte kunde förklaras med att ytavrinning eller vindavdrift skulle ha bidragit med ytterligare belastning på bäcken.

Förutom använda mängder och substansernas egenskaper finns även många andra faktorer som kan påverka förekomsten i miljön. Vädret är en viktig faktor då nederbörd kort efter besprutning innebär högre risk för läckage, men även temperatur och vind har betydelse då de påverkar nedbrytningshastigheten, evapotranspirationen och riskerna för vindavdrift. Relaterat till vädret är också flödet i bäcken vid provtagningen vilket påverkar koncentrationerna som uppmäts. Ett högt flöde som beror på kraftig nederbörd innebär ofta att nyligen applicerade substanser kan sköljas med och läcka genom jorden till dräneringsrören vilket gör att en högre koncentration kan uppmätas i bäcken. Jordens textur och mullhalt är andra viktiga faktorer som påverkar risken för läckage då vissa jordar innebär en högre risk. Jordens beskaffenhet har också ett visst samspel med adsorptionen ( $K_{(f)oc}$ ) som medför att de allra lägsta  $K_{(f)oc}$ -värdena inte alltid innebär störst läckagerisk på alla jordar, utan sambandet är inte helt linjärt och något högre värden kan innebära en större risk (Larsson & Jarvis, 2000; McGrath et al., 2009). Dessa faktorer som inte har undersökts närmare i den här rapporten bidrar också till spridningen i datamaterialet och med data på dessa faktorer skulle troligen en större del av spridningen kunna beskrivas. Analyserna tyder dock på att en betydande del av uppmätta halter och procentuella förluster kan beskrivas av använda mängder och de undersökta substansens egenskaper.

Den genomförda analysen av de 12 utvalda substanserna jämfört med 30 andra växtskyddsmedelssubstanser visar inte att någon eller några få av de undersökta faktorerna enskilt kan förklara varför de utvalda 12 substanserna oftare förekommer i högre halter eller överskrider sina respektive riktvärden. Om de undersökta faktorerna kan förklara varför dessa 12 substanser pekas ut så är det troligen genom samspel mellan olika faktorer, och det är troligt att olika kombinationer av faktorer gäller för de olika substanserna.

Esfenvalerat är en substans som har fått ändrade förutsättningar sedan detta projekt startade. Troligen kommer substansen inte att överskrida sitt riktvärde i ytvatten i lika stor utsträckning framöver. Detta eftersom den sedan årsskiftet 2017-01-01 endast är tillåten i en produkt för användning i tomma växthus och utrymmen för svampodling enligt KemI:s bekämpningsmedelsregister. Esfenvalerat har tidigare ingått i produkter som fått användas i en rad olika grödor på åkermark och har varit godkänd sedan oktober 1987. Med det nya mycket begränsade användningsområdet bör vi se en drastiskt minskad försäljning och därmed en minskning i överskridanden framöver.

En fråga som har väckts under arbetets gång är om en bidragande orsak till att just dessa substanser pekas ut kan vara att skillnaden mellan de PNEC-värden som tillämpats i KemI:s miljöriskbedömningar och riktvärdena som tillämpas inom NMÖ kan vara större för dessa substanser än för övriga substanser som godkänts i Sverige. Detta skulle alltså innebära att högre halter accepterats i miljöriskbedömningen jämfört med riktvärden än för andra substanser och en sådan skillnad i bedömningen av substanserna mellan KemI:s miljöriskbedömning och fastställandet av riktvärden kan göra att just dessa substanser framstår som de mest ”problematiska”. Denna hypotes är dock ingenting som vi har kunnat testa inom det här projektet, eftersom vi endast haft tillgång till PEC- och PNEC-värden för de 12 utvalda substanserna, det vill säga endast en liten delmängd av de substanser som finns godkända idag. PNEC-värden och riktvärden skulle behöva jämföras för fler substanser för att avgöra om så är fallet.

De riktvärden som används idag är i flera fall mer än 10 år gamla eller endast framtagna som preliminära värden. För att jämförelser som baseras på riktvärden ska vara relevanta behöver de hållas uppdaterade. Nya substanser registreras för försäljning varje år och dessa behöver också få riktvärden för att kunna bedömas inom miljöövervakningen. För vissa substanser som saknar riktvärden har preliminära riktvärden tagits fram av SLU men officiella riktvärden bör tas fram. Det är även viktigt att det finns möjlighet att bedöma relevanta metaboliter till substanserna och här kan det även vara bra

att göra en översyn för äldre substanser. Det är möjligt att vissa av de substanser som saknar riktvärde också skulle kunna ha problematiska egenskaper på samma sätt som substanserna som utvärderats i denna rapport, men eftersom det inte finns riktvärden att basera bedömningar på så går det inte att säga. Uppdaterade riktvärden är även viktigt för att på ett bra sätt kunna följa upp indikatorn ”Växtskyddsmedel i ytvatten” för miljömålet ”Giftfri miljö” som baseras på hur uppmätta halter förhåller sig till riktvärdena.

En översyn av officiella riktvärden skulle lämpligen ledas av en central myndighet i samråd med andra berörda organisationer. Flera myndigheter berörs av det arbetet: Kemikalieinspektionen med tillgången till data om växtskyddsmedel, bland annat från produktprövningen, samt som ansvarig myndighet för miljömålet ”Giftfri miljö”, Naturvårdsverket som ansvarig myndighet för övervakningen av miljögifter, Havs- och vattenmyndigheten som ansvarig myndighet för vattenförvaltningen enligt vattendirektivet samt framtagande av bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen. Även andra myndigheter och organisationer kan beröras och därför föreslår vi att en referensgrupp upprättas för arbetet. Troligen kommer arbetet till en början att behöva fokuseras på diskussioner om hur riktvärdena ska tillämpas och vilken metod som ska användas för deras fastställande. Metodiken för riskbedömning av växtskyddsmedel för produktprövningen och metodiken för att ta fram miljö kvalitetsnormer och bedömningsgrunder för vattenförvaltningen är inte helt överensstämmande så här måste en avvägning göras utifrån vad syftet med riktvärden ska vara. Förutom att ta fram riktvärden för de aktiva substanser och relevanta metaboliter som saknar riktvärde bör även en översyn av de riktvärden som redan finns göras, så att de fastställs enligt samma metod och så att ny kunskap och studier kan tas till vara. Det är sedan viktigt att arbetet med uppdatering av riktvärden blir en kontinuerlig process och inte ett enskilt projekt, så att nya substanser som godkänns i Sverige får riktvärden och att äldre riktvärden revideras vid behov.

## 5. Slutsatser

### För de 12 utvalda substanserna:

- De PNEC-värden som använts i Kemikalieinspektionens (KemI:s) miljöriskbedömningar är genomgående högre än de riktvärden som används inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) (en faktor 1,5 – 1667 för olika produkter).
- PNEC-värden från EFSA är i de flesta fall högre än riktvärden inom NMÖ, ofta mellan riktvärdet och KemI:s högsta PNEC. Imidakloprid är den enda substans där PNEC från EFSA är lägre än riktvärdet vilket tyder på att nuvarande riktvärde bör ses över.
- En liten andel av prover tagna inom NMÖ har halter som överskrider de PEC-värden som använts i KemI:s miljöriskbedömningar (0 - 4,6 %).
- En mindre andel av prover tagna inom NMÖ har halter som överskrider de PNEC-värden som använts i KemI:s miljöriskbedömningar (0 - 1,5 %). Motsvarande beräkning baserat på riktvärden visar en högre andel överskridanden (0 - 10 %, baserat på samma dataunderlag).
- Ingen tydlig förklaring kan ges till varför just de 12 utvalda substanserna verkar utgöra en större risk för miljön än övriga växtskyddsmedel. Troligen beror det på ett samspel mellan olika faktorer, och olika orsaker för de olika substanserna.
- En hypotes är att skillnaden mellan PNEC i KemI:s miljöriskbedömning och riktvärdena inom NMÖ kan vara större för dessa 12 substanser än för övriga substanser som godkänts. Detta skulle medföra att högre halter accepterats i miljöriskbedömningen jämfört med riktvärden vilket innebär att just dessa substanser framstår som de mest ”problematiske”. Detta behöver dock undersökas närmare för att avgöra om så är fallet.

### Generella slutsatser:

- Oavsett om PNEC eller riktvärden bäst beskriver riskerna för miljön så kan skillnaderna leda till vissa pedagogiska problem då resultaten från miljöövervakningen återkommande pekar ut vissa substanser som ”problematiske” då de överskrider sina riktvärden, trots att de ingår i produkter som baserat på PNEC-värden har godkänts av KemI.
- Den uppmätta halten av respektive aktiv substans inom typområdena i NMÖ har ett statistiskt signifikant samband med den totalt använda mängden av substansen i området och med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet ( $K_{(f)oc}$ ,  $P_{ow}$ ,  $S_w$ , vilka är starkt korrelerade).
- Även den procentuella förlusten av respektive aktiv substans inom typområdena i NMÖ har ett statistiskt signifikant samband med substansens halveringstid i jord samt adsorption/löslighet.
- De undersökta 12 substanserna är en liten delmängd av alla godkända växtskyddsmedel. Eftersom officiella riktvärden saknas, eller är gamla och kan behöva revideras, för många substanser och deras relevanta metaboliter kan det finnas andra substanser som förekommer i toxiska halter vilka vi inte uppmärksammar.
- En översyn av officiella riktvärden för växtskyddsmedel är angelägen. Arbetet bör förslagsvis ledas av en central myndighet med en referensgrupp bestående av representanter från andra berörda myndigheter och organisationer. Riktvärden bör tas fram för de växtskyddsmedel och metaboliter som saknar officiella riktvärden och äldre riktvärden revideras vid behov. För att resultat från svensk miljöövervakning ska kunna användas som uppföljning av miljöarbetet på växtskyddsområdet (bl.a. som indikator inom miljömålet ”Giftfri miljö”) är det viktigt att riktvärden regelbundet uppdateras och därmed att översynen blir en kontinuerlig process och inte ett enskilt projekt.

## 6. Tackord

Utredningen har gjorts på uppdrag av Naturvårdsverket (Överenskommelse nr 2219-16-005). Vi vill rikta ett stort tack till alla som har bidragit med värdefullt dataunderlag och kommentarer på rapporten. Ett särskilt tack till Claudia von Brömssen och Nicholas Jarvis (SLU) för hjälp med statistiska analyser och till Johan Axelman, Sofia Bejgarn, Sylvia Karlsson och Henrik Sundberg (KemI) för hjälp med dataunderlag.

## 7. Referenser

- Adielsson, S. 2005. Statistical and neural network analysis of pesticide losses to surface water in small agricultural catchments in Sweden. *Emergo* 2005:2. Examensarbete för masterexamen. Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Agritox. 2010. Tribenuron-methyle. Database on plant protection substances, developed by National Institute for Agricultural Research (INRA), France. Anses – French Agency for Food, Environment and Occupational Health and Safety. Sidan senast uppdaterad 2010-12-08. <http://www.agritox.anses.fr/php/sa.php?sa=535>
- Andersson, H. 2008. Växtskyddsmedel i vattendrag – påverkan av vindavdrift och ytavrinning. En studie inom miljöövervakningen av bekämpningsmedel i vatten. Teknisk rapport 122. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Andersson, M., Graaf, S. & Kreuger, J. 2009. Beräkning av temporära riktvärden för 12 växtskyddsmedel i ytvatten. Teknisk rapport 135. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Andersson, M. & Kreuger, J. 2011. Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten, beräkning av riktvärden för 64 växtskyddsmedel som saknar svenskt riktvärde. Teknisk rapport 144. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Boström, G. 2015. Sammanställning av befintliga data av växtskyddsmedel i ytvatten 1983-2014. Underlagsrapport till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag Screening av förekomsten av miljögifter. Länsstyrelsen Skåne.
- Boström, G., Gönczi, M., och Kreuger, J. 2016a. Analyser av växtskyddsmedel i rå- och dricksvatten. Utvärdering av kvalitet och relevans för de analyspaket som erbjuds av svenska laboratorier. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:25, Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg. CKB rapport 2016:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Boström, G., Lindström, B., Gönczi, M., och Kreuger, J. 2016b. Nationell screening av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten 2015. CKB rapport 2016:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- ECHA. 2011. Imidacloprid (Product Type 18) Assessment report. Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 18<sup>th</sup> February 2011 in view of its inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC, revisions with regard to PNECwater agree at the 11th Biocidal Products Committee in June 2015. [http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0037-18/0037-18\\_Assessment\\_Report.pdf](http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0037-18/0037-18_Assessment_Report.pdf)
- EFSA. 2016. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance picoxystrobin. *EFSA Journal* 2015;14(6):4515. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/4515>
- EFSA. 2015a. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA Journal* 2015;13(11):4302. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/4302>



- EFSA. 2015b. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance bentazone. EFSA Journal 2015;13(4):4077. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/4077>
- EFSA. 2014a. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance esfenvalerate. EFSA Journal 2014;12(11):3873. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/3873>
- EFSA. 2014b. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for aquatic organisms for the active substance imidacloprid. EFSA Journal 2014;12(10):3835. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/3835>
- EFSA. 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance triflusaluron (considered variant triflusaluron-methyl). EFSA Scientific Report 2008, 195, 1-115. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/rn-195>
- EFSA. 2007. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance diflufenican. EFSA Scientific Report 2007, 122, 1-84. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/rn-122>
- EFSA. 2006a. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance cyprodinil. EFSA Scientific Report 2006, 51, 1-78. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/rn-51>
- EFSA. 2006b. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metribuzin. EFSA Scientific Report 2006, 88, 1-74. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/rn-88>
- EU-kommisionen. 2004a. Review report for the active substance pyraclostrobin. European Commission, SANCO/1420/2001-Final. 8 September 2004
- EU-kommisionen. 2004b. Thiacloprid, List of endpoints. Evaluation Group, European Commission under Council Directive 91/414/EEC. February 2004. Pesticide Safety Directorate, UK (Rapporteur Member State)
- EU-kommisionen. 2008. Review report for the active substance MCPA. European Commission, SANCO/4062/2001-final. 11 July 2008.
- EU-kommisionen. 2011. Kommissionens förordning (EU) nr 546/2011 om genomförande av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1107/2009 vad gäller enhetliga principer för utvärdering och godkännande av växtskyddsmedel. 2011-06-11
- FOCUS. 2001. FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 245 pp.
- HaV. 2013. HVMFS 2013:19, Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Reviderades senast genom HVMFS 2016:31. Genom HVMFS 2015:4 infördes bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i bilaga 2 och 5. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201319.html>
- HaV. 2016. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- KemI. 2004. Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten, beskrivning av den svenska metoden. Kemikalieinspektionen, Bekämpningsmedel och Biotekniska organismer. <http://www.kemi.se/global/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/riktvarden-for-vaxtskyddsmedel-i-ytvatten.pdf>
- KemI. 2008. Sammanställning av protokoll om riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Version: 2008-04-29. Kemikalieinspektionen, Bekämpningsmedel och biotekniska produkter. <http://www.kemi.se/global/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/protokoll-riktvarden-vaxtskyddsmedel.pdf>

- KemI. 2017. Kemikalieinspektionens riktvärden för ytvatten. Senast granskad 2016-12-12. <https://www.kemi.se/hitta-direkt/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/riktvarden-for-ytvatten> (Hämtad: 2017-09-22)
- Kreuger, J. & Törnqvist, L. 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere* 37:189-207.
- Larsson, M. H. och Jarvis, N. J. 2000. Quantifying interactions between compound properties and macropore flow effects on pesticide leaching. *Pest Management Science* 56:133-141.
- Lindström, B., Larsson, M., Boye, K., Gönczi, M. och Kreuger, J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Långtidsöversikt och trender 2002-2012 för ytvatten och sediment. Rapport 2015:5. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- McGrath, G. S., Hinz, C. och Sivapalan, M. 2009. A preferential flow leaching index. *Water Resources Research*, 45, W11405, doi:10.1029/2008WR007265
- Nanos, T. & Kreuger, K. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2014. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2015:19
- NV. 2017a. Riktvärden för halter av växtskyddsmedel i ytvatten – vägledning för tillämpning. Senast uppdaterad 2016-05-31. [http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Odlingslandskap/Riktvarder-for-vaxtskyddsmedel/](http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Odlingslandskap/Riktvarder-for-vaxtskyddsmedel/) (Hämtad 2017-09-28)
- NV. 2017b. Växtskyddsmedel i ytvatten. Indikator för miljömålet Giftfri miljö. Senast uppdaterad 2016-12-21. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=140&pl=1> (Hämtad 2017-09-26)
- PPDB. 2016. PPDB: Pesticide Properties DataBase. University of Hertfordshire. Databasutdrag 2016-11-21. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
- SLV. 2001. LIVSFS 2001:30. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (2015-11-18, konsoliderad – alla ändringar inlagda).

