

CHALMERS



Modellering av ekotoxisk påverkan för bekämpningsmedel

Känslighet för viktiga fysikaliska och kemiska parametrar

**Examensarbete för högskoleingenjörsexamen inom
Kemiingenjörsprogrammet**

Jorun Lindgren

Institutionen för Kemi- och kemiteknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige, 2015
Examinator: Gregory Peters

Modellering av ekotoxisk påverkan för bekämpningsmedel: Känslighet för
viktiga fysikaliska och kemiska parametrar
JORUN LINDGREN

© JORUN LINDGREN, 2015.

Institutionen för Kemi- och kemiteknik
Chalmers Tekniska Högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon + 46 (0)31-772 1000

Omslag:

Foto av Lynn Betts, USDA Natural Resources Conservation Service

Förord

Denna rapport skrivs som en avslutande del på kemiingenjörsprogrammet vid Chalmers Tekniska Högskola i Göteborg och motsvarar 15 högskolepoäng.

För hjälp och idéer till denna rapport vill jag tacka mina handledare, Robin Harder och Maria Nordborg.

Jag vill även tacka Teunis Dijkman som gett mig tillgång till PestLCI.

Abstract

Whether pesticides should be used in agriculture or not has been discussed for a long time. While the use of pesticides has resulted in significantly higher profits for farmers, there are also some drawbacks. This report has focused on the risks for aquatic ecosystems. To be able to estimate the ecotoxic impact on freshwater a combination of the two models PestLCI, which calculate the spread of pesticide, and USEtox, which estimate the toxicity impact on ecosystems, has been used. The purpose of this study is to determine the sensitivity of the modelled ecotoxic impact for variations in the input data of physical and chemical parameters. Sensitivity analysis for four different pesticides have shown that the ecotoxic impact can vary with the intervals $[0.003, 0.026]$ CTU_e / ha, for the substance with the least variation, to $[0.003, 2.181]$ CTU_e / ha, for the substance with the highest variation.

Keywords: pesticide, PestLCI, USEtox, sensitivity analysis, ecotoxic impact, aquatic ecosystems

Sammanfattning

Det har länge diskuterats huruvida kemiska bekämpningsmedel bör användas inom jordbruket eller inte. Samtidigt som användningen av bekämpningsmedel innebär en betydligt högre avkastning för lantbrukarna finns även vissa nackdelar. I den här rapporten har främst riskerna för akvatiska ekosystem behandlats. För att kunna uppskatta den ekotoxiska påverkan i sötvatten har en kombination av modellerna PestLCI, som beräknar spridningen av ett bekämpningsmedel, och USEtox, som gör det möjligt att uppskatta ekotoxicitet för ett ämne, använts. Syftet med denna studie är att ta reda på hur känslig modellering av den ekotoxiska påverkan är för variationer i indata av fysikaliska och kemiska parametrar. Känslighetsanalyser för fyra olika bekämpningsmedel har visat att den ekotoxiska påverkan kan variera med intervallerna [0,003, 0,026] CTU_e/ha, för ämnet med minst variation, till [0,003, 2,181] CTU_e/ha, för ämnet med högst variation.

Nyckelord: bekämpningsmedel, PestLCI, USEtox, känslighetsanalys, ekotoxisk påverkan, akvatiska ekosystem

Innehållsförteckning

1. Projektbeskrivning	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.2 Syfte.....	2
1.3 Avgränsningar	2
1.4 Precisering av frågeställningen.....	2
2. Teoretisk bakgrund	3
2.1 Modeller för uppskattning av ekotoxisk påverkan.....	3
2.1.1 LCA	3
2.1.2 PestLCI.....	4
2.1.3 USEtox.....	4
2.2 Bekämpningsmedel och risker	5
2.2.1 Kategorisering av bekämpningsmedel	5
2.2.2 Definition av risk.....	6
2.2.3 Risker förknippade med bekämpningsmedel	6
2.2.4 Bekämpningsmedel förknippade med störst risk för vattenmiljö inom svenskt jordbruk	9
3. Metod och datainsamling	13
3.1 Viktigaste fysikaliska och kemiska parametrar för beräkning med PestLCI och USEtox.....	13
3.1.1 Fysikaliska och kemiska parametrar i PestLCI	13
3.1.2 Fysikaliska och kemiska parametrar i USEtox	14
3.1.3 Sammanställning av viktiga fysikaliska och kemiska parametrar i PestLCI och USEtox.....	15
3.2 Datainsamling.....	15
3.2.1 Insamling av data för beräkningar i PestLCI.....	16
3.2.2 Insamling av data för fysikaliska och kemiska parametrar.....	16
3.3 Känslighetsanalys för fysikaliska och kemiska parametrar	18
4. Resultat av känslighetsanalyser	20
5. Diskussion	24
6. Slutsatser	26
Referenser	27
Appendix 1	A1
Appendix 2	A3
Appendix 3	A8
Appendix 4	A9

1. Projektbeskrivning

1.1 Bakgrund

Användningen av kemiska bekämpningsmedel tog fart i Sverige under mitten av 1900-talet, och är idag ofta en självklar del av jordbruksindustrin. Möjligheterna att genom kemiska metoder kontrollera ogräs och skadedjur har gett många positiva följder för jordbruket, som tack vare detta har kunnat effektiviseras. Problemet med användningen av kemiska bekämpningsmedel är dock att det inte enbart är de organismer man vill bekämpa som påverkas, utan även andra djur och växter kan skadas.

Att bekämpningsmedel kan ge både oönskade och oanade effekter på omgivningen gör att användningen av dessa kemikalier också förknippas med ett risktagande. Det är därför viktigt att reda ut vad användningen kan ge för konsekvenser.

Vid bedömning av ett ämnes påverkan på miljö och hälsa finns olika modeller som kvantifierar dessa aspekter. För bekämpningsmedel är PestLCI tillsammans med USEtox exempel på modeller som används för att bedöma miljö- och hälsopåverkan. För att utföra beräkningar i dessa modeller fordras data för bland annat bekämpningsmedlets fysikaliska och kemiska parametrar.

Beroende på hur data för bekämpningsmedlets fysikaliska och kemiska parametrar har bestämts, till exempel att de beräknats utifrån teoretiska modeller eller att de bestämts experimentellt, kan vissa variationer förekomma. Det är därför av betydelse att reda ut hur känsliga modellerna är för dessa variationer i indata.

1.2 Syfte

Syftet med denna studie är att ta reda på hur mycket variationer i indata, av bekämpningsmedels fysikaliska och kemiska parametrar, påverkar resultaten av modelleringar i PestLCI och USEtox.

1.3 Avgränsningar

Denna studie behandlar endast ekotoxisk påverkan av bekämpningsmedel inom jordbruket och är ingen livscykelanalys, LCA. Det har heller inte gjorts någon kvantitativ riskanalys, QRA, av de risker som tas upp i denna studie. Syftet är endast att utvärdera underlaget för de delar av en LCA som behandlar inventering och karaktärisering.

Studien fokuserar till största delen på ekotoxiska effekter i vattenmiljö. Humantoxiska effekter behandlas endast kort i denna rapport.

Studien inkluderar endast bekämpningsmedel som är godkända i Sverige och som används för bekämpning inom jordbruket.

1.4 Precisering av frågeställningen

Rapporten behandlar följande huvudfrågor:

- Vilka risker kan spridningen av bekämpningsmedel till yt- och grundvatten innebära?
- Vilka bekämpningsmedel inom svenskt jordbruk kan anses vara förknippade med störst risk för akvatiska system?
- Vilka fysikaliska och kemiska parametrar påverkar mest resultaten i PestLCI och USEtox?
- Hur mycket påverkas resultaten i PestLCI och USEtox av variationer i indata av bekämpningsmedels fysikaliska och kemiska parametrar?

2. Teoretisk bakgrund

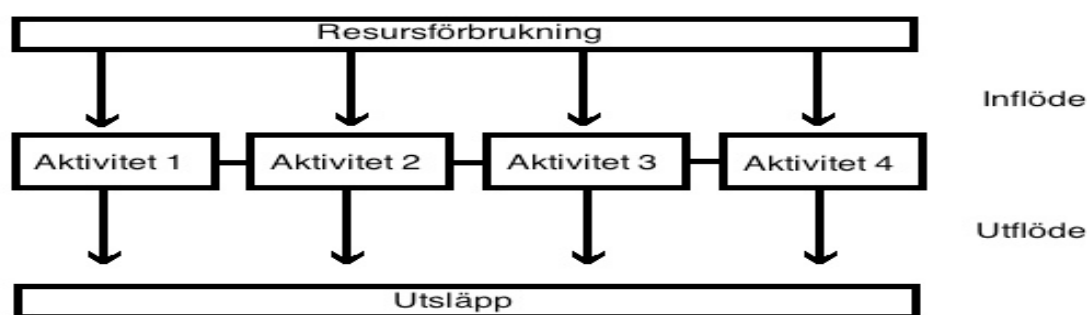
Detta kapitel behandlar de modeller, PestLCI och USEtox, som används i denna studie för att beräkna ekotoxisk påverkan i sötvatten för bekämpningsmedel (avsnitt 2.1). För att få en uppfattning om vad ett bekämpningsmedels ekotoxiska påverkan kan innebära redovisas även i detta kapitel vad risk innebär och vilka risker som kan förekomma vid användning av bekämpningsmedel, med fokus på just akvatisk ekotoxicitet (avsnitt 2.2).

2.1 Modeller för uppskattning av ekotoxisk påverkan

De modeller som används för att uppskatta ekotoxisk påverkan i denna studie är PestLCI och USEtox. Båda dessa modeller används inom olika delar i livscykelanalys.

2.1.1 LCA

LCA är en metod som bedömer miljöpåverkan av en produkt eller tjänst genom att inkludera de utsläpp samt den resursförbrukning som krävs från samtliga aktiviteter, till exempel tillverkning, transport och återvinning, som ingår i en tjänst eller produkts livscykel, vilket illustreras i figur 1 [1]. För att kunna göra denna bedömning krävs först och främst att data samlas in för alla de aktiviteter som ingår, så kallad livscykelinventering [1]. Därefter kategoriseras data i olika miljöpåverkanskategorier, till exempel växthuseffekt, försurning och övergödning av mark och vatten [1]. De utsläpp som bidrar mest till en specifik miljöpåverkanskategori kan sedan bestämmas genom att relatera utsläppen till varandra med hjälp av en karakteriseringsfaktor, som beskriver den potentiella miljöeffekt som kan uppstå till följd av respektive utsläpp [1].



Figur 1. Exempel på flödesschema för en produkt eller tjänsts livscykel.

2.1.2 PestLCI

PestLCI är ett verktyg för att utföra livscykelinventering i en LCA, där spridningen av ett bekämpningsmedel till luft, ytvatten samt grundvatten kan beräknas [2]. Det finns tre primära spridningsvägar inom PestLCI som ett bekämpningsmedel kan transporteras via för att nå dessa områden: vindavdrift, distribuering över plantan samt distribuering över mark [2]. De ämnen som distribueras över plantan kan antingen avdunsta till luften, tas upp av plantan eller brytas ned genom fotokemisk nedbrytning genom oxidation via hydroxylradikaler [2]. Den del av det besprutade bekämpningsmedlet som istället distribueras över marken kan antingen brytas ned vid ytan eller inne i markprofilen eller transporteras vidare via avdunstning eller flöden genom makroporer och dräneringssystem i markprofilen eller ytavrinning [2]. Transport av bekämpningsmedel i markprofilen genom makroporer och dräneringssystem sker framförallt via det vatten som befinner sig i marken [3], och med ytavrinning kan ämnet transporteras antingen genom att det löses upp och följer med regnvatten eller genom erosion [4].

2.1.3 USEtox

USEtox används för att beräkna karakteriseringsfaktorer för mänsklig hälsa samt ekotoxicitet i sötvatten [5]. Karakteriseringsfaktorn för ekotoxicitet i sötvatten uttrycks i jämförelsebara toxicitetsenheter, comparative toxic units (CTU_e), vilket indikerar hur mycket vattenlevande organismer påverkas över tid och volym per kg utsläppt ämne [5]. För att bestämma dessa karakteriseringsfaktorer krävs att uppehållstiden (fate factor, FF) för ämnet i en specifik miljö beräknas samt att exponeringsgraden (exposure factor, XF) bestäms och att en uppskattning av den ekotoxiska effekten (effect factor, EF) av ämnet utförs [5]. När dessa tre faktorer har bestämts så beräknas karakteriseringsfaktorn genom att multiplicera alla dessa tre faktorer med varandra [5].

Upphållstiden av ett ämne beskriver hur länge, räknat i antal dagar, som ämnet stannar kvar i den miljö det släppts ut till [6]. Det som avgör hur lång uppehållstiden för ett ämne blir är dels ämnets fysikaliska och kemiska parametrar, vilken källa ämnet spreds ifrån samt vilken miljö ämnet till sist hamnar i [6]. När ämnet väl befinner sig i en specifik miljö kan antingen nedbrytning av ämnet ske eller transport

till en annan miljö förekomma [6].

Exponeringsfaktorn anger den andel av ämnet som är löst i vatten och därmed tillgängligt för vattenlevande organismer [6]. Den ekotoxiska effekten baseras på resultat från ekotoxikologiska tester på olika organismer (EC50-värden) [6].

2.2 Bekämpningsmedel och risker

Detta avsnitt redogör för kategorisering av bekämpningsmedel samt risker förknippade med bekämpningsmedel.

2.2.1 Kategorisering av bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel används för att skydda växter och djur mot skadeangrepp från olika organismer. Den största brukaren av bekämpningsmedel i Sverige, som står för ungefär 71 procent av användandet, är industrin, framförallt för tryck- och vakuuminpregnering av virke [7]. Bekämpningsmedel används också inom jordbruket, som tillsammans med frukt och trädgårdsodling står för ungefär 21 procent av användandet av bekämpningsmedel i Sverige [7]. I denna rapport kommer endast tillämpningen inom jordbruket att behandlas.

Det finns två olika kategorier som bekämpningsmedel kan delas in i med avseende på användningsområde. Det ena är växtskyddsmedel, där syftet är att skydda växter och växtprodukter inom framförallt jordbruk, skogsbruk och trädgårdsodling [7]. Växtskyddsmedlen är i sin tur uppdelade i kategorier efter vilka organismer de är avsedda att bekämpa. Exempel på sådana kategorier är herbicider för att motverka ogräs, fungicider mot svampbekämpning och insekticider som skall bekämpa skadeinsekter [7]. De bekämpningsmedel som har andra avsikter än att skydda växter och växtprodukter, till exempel båtbottenfärger och myggmedel, kallas för biocidprodukter [8].

Bekämpningsmedel består oftast av en kemisk substans, men kan även förekomma i form av biotekniska organismer, som till exempel bakterier och virus eller insekter och spindeldjur [9]. De biologiska bekämpningsmedlen har ökat i användning till följd av ett allt mer miljömedvetet tänkande [9].

De kemiska bekämpningsmedlen består av ett eller flera verksamma ämnen [10]. Oftast utgör de verksamma ämnena endast en liten del av produkten [10]. Det som utgör den största delen av bekämpningsmedel är oftast olika hjälpämnen som till exempel ökar bekämpningsmedlets livslängd och hjälper till att få en mer jämn spridning över de områden som skall besprutas [11].

2.2.2 Definition av risk

En risk definieras utifrån sannolikheten att någon oönskad händelse skall inträffa samt hur stor effekten av händelsen kan bli [12]. Det är alltså både hur troligt det är att en händelse skall resultera i en negativ effekt samt hur stor inverkan händelsen får som avgör hur hög risk någonting är.

Beroende på sammanhanget kan en risk innebära olika konsekvenser. Tekniska risker kan till exempel innebära att ett system eller att någon komponent i systemet havererar [12]. Om det istället handlar om risker för organismers hälsa mäts effekterna i de förändringar som uppstår till följd av en händelse [12].

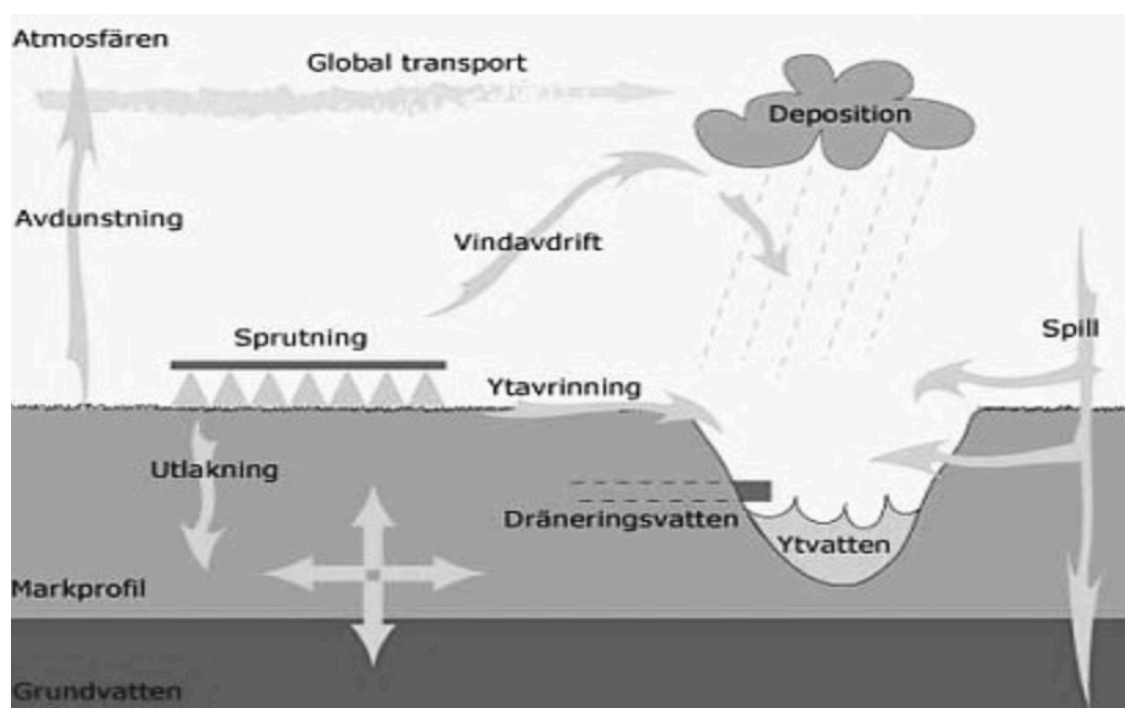
Effekterna för organismers hälsa kan antingen vara akuta eller kroniska. Akuta effekter visar sig bara några timmar efter exponering och kan resultera i dödsfall och förändrade rörelsemönster [7]. En kronisk effekt däremot, kan visa sig långt efter exponeringen av ett ämne och kan därmed vara mycket svår att koppla till en specifik händelse [7]. Exempel på kroniska effekter kan vara cancer, försämrade reproduktionsförmåga och minskad tillväxt [7].

2.2.3 Risker förknippade med bekämpningsmedel

När bekämpningsmedel besprutas över ett önskat område kommer också en viss andel av detta bekämpningsmedel att spridas vidare till sin omgivning. Beroende på vilken väg bekämpningsmedlet färdas kan olika effekter uppstå, se figur 2. En av de spridningsvägar som det besprutade bekämpningsmedlet kan transporteras via är luften, antingen direkt genom vinden eller via avdunstning [7]. Den andel bekämpningsmedel som spridits till luften kan därefter fällas ut via nederbörd till omgivande vatten- och markområden, där skador på växt- och djurliv kan uppstå [7].

Andra vanliga spridningsvägar är via ytavrinning och utlakning till närliggande sjöar och vattendrag [7]. Utlakning kan även medföra transport av bekämpningsmedel till grundvatten [7]. Dessa spridningsvägar kan således innebära både risker för vattenlevande organismer samt kontaminering av dricksvatten.

De rester av bekämpningsmedel som sedan blir kvar på de besprutade grödorna kan även de innebära risker, både för människor och för de djur som får i sig dessa grödor.



Figur 2. Bekämpningsmedels spridningsvägar i miljön [7].

2.2.3.1 Bekämpningsmedel i yt- och grundvatten

När rester av bekämpningsmedel når yt- och grundvatten kan detta få negativa konsekvenser för både vattenlevande organismer och dricksvattenkvaliteten. Detta har man bland annat försökt lösa genom att övergå till mindre persistenta ämnen så att dessa inte skall hinna komma ut i vattendrag eller nå grundvattnet innan de hinner brytas ned i miljön [7]. För att bekämpningsmedlen ändå skall hinna verka har det istället inneburit att ämnena blivit mer toxiska [7]. Detta leder givetvis till att konsekvenserna blir ännu värre då bekämpningsmedlen, av olika anledningar, ändå når ut till vattnet.

Vilka effekter som kan uppstå på ekosystemen i de sjöar och vattendrag som blivit kontaminerade av bekämpningsmedel beror på vilken typ av bekämpningsmedelsrester som förekommer. Är det till exempel ämnen som verkar genom att hindra fotosyntesen i växter kan detta även ge negativa effekter på vattenlevande växter och alger som använder sig av fotosyntes [13]. Insekticider i sin tur kan vara skadligt för till exempel vattenlevande insekter och fisk [13]. Även fungicider kan vara problematiska för akvatiska ekosystem då de bland annat står för nedbrytning av organiskt material [13].

För att kunna bedöma ett ämnes potentiella risk i vattenmiljö har Kemikalieinspektionen år 2004 tagit fram riktvärden för hundra verksamma ämnen [14]. Dessa riktvärden anger minsta halt av ett ämne innan negativa effekter kan förväntas uppstå på vattenlevande organismer [14]. Riktvärdena är baserade på toxikologiska undersökningar, vilka måste ha utförts på minst tre arter från olika trofnivåer [14].

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, har sedan år 2002 årligen utfört prover på utvalda vattendrag runt om i landet [13]. Dessa provtagningar visar allt oftare halter över de riktvärden som Kemikalieinspektionen tagit fram, vilket delvis kan bero på att detektionsgränserna har minskat så att även de ämnena med låga riktvärden har kunnat detekteras [13]. De bekämpningsmedel som oftast påträffats över sina riktvärden är herbicider följt av insekticider och fungicider [13]. Antal fynd av insekticider över sina riktvärden har dock ökat de senaste åren [13]. Riktvärdena för insekticider är oftast väldigt låga [15], vilket gör att de minskade detektionsgränserna skulle kunna vara en förklaring till att fyndfrekvensen för dessa bekämpningsmedel ökat.

För att dricksvattnet skall anses vara av god kvalitet får halterna av bekämpningsmedel i vatten inte överskrida de gränsvärden som Livsmedelsverket rekommenderar. Gränsvärdet för enskilda ämnen är 0,1 µg/l, och för den totala halten ämnen ligger gränsvärdet på 0,5 µg/l [16]. De undersökningar som gjorts av SLU visar dessvärre att halterna i svenska vatten inte alltid ligger under dessa gränsvärden [16].

2.2.4 Bekämpningsmedel förknippade med störst risk för vattenmiljö inom svenskt jordbruk

För att få en uppfattning om vilka bekämpningsmedel inom det svenska jordbruket som kan anses vara av väsentlig risk beträffande skador på akvatiska ekosystem samt dricksvattenkvaliteten har bland annat årssammanställningen gällande år 2012 från den nationella miljöövervakningen använts. Från denna övervakning av svenska vatten har det sammanställts vilka verksamma ämnen som har påträffats vid eller över sina riktvärden. Ett utdrag av de ämnen som påträffats flest antal gånger vid eller över sina riktvärden i de prover som utförts av den nationella miljöövervakningen visas i tabell A1.1 i appendix 1.

För att utreda vilka ämnen som är mest problematiska vad gäller dricksvattenkvaliteten har även en lista över verksamma ämnen som överskridit gränsvärdet för god kvalitet av dricksvatten sammanställts. Denna sammanställning är dock baserad på uppgifter från år 2006, på grund av att inga senare uppgifter har kunnat hittas har denna sammanställning ändå använts till detta syfte. I tabell A1.2 i appendix 1 återfinns de ämnen som under år 2006 påträffats över gränsvärdet för god dricksvattenkvalitet.

Dessutom har en lista på de fem mest sålda verksamma ämnena inom svenskt jordbruk tagits fram med hjälp av Kemikalieinspektionens statistik över försålda kvantiteter verksamma ämnen år 2012. Även denna lista hittas i appendix 1, tabell A1.3.

Av de ämnen som listats i tabell A1.1, A1.2 och A1.3 har fem verksamma ämnen valts ut för att ingå i känslighetsanalyserna av PestLCI och USEtox. Från tabell A1.2 framgår det att Glyfosat har påträffats över 0,1 µg/l i hälften av alla prover som undersökts av den nationella miljöövervakningen. Glyfosat är även det ämne som under 2012 påträffats i högst halt i ytvattenprover och som under tidsperioden 2002-2012 är det ämne som, efter Bentazon, har detekterats i ytvatten mest frekvent [17]. Även Bentazon har en hög fyndfrekvens över 0,1 µg/l. Bentazon har också en, i relation till andra bekämpningsmedel, medelhög markrörlighet, vilket kan ses som ett mått på hur enkelt ett ämne kan ta sig ner till grundvattnet [3]. MCPA återfinns både i

tabell A1.1, A1.2 och A1.3. Utöver detta har MCPA också en, i relation till andra bekämpningsmedel, medelhög markrörlighet. Förutom dessa tre ämnen ingår även Diflufenikan, som hittats allra flest gånger över riktvärden år 2012, samt Metamitron, som påträffats över 0,1 µg/l och som är det tredje mest sålda verksamma ämnet inom svenskt jordbruk [18], i känslighetsanalyserna. Isoproturon förekommer i alla tre tabeller, men på grund av att detta ämne förbjöds år 2012 [18] har Isoproturon inte tagits med i känslighetsanalyserna. En sammanställning av vilka verksamma ämnen som valts ut listas i tabell 1.

Tabell 1. Verksamma ämnen som ingår i känslighetsanalys av modellerna PestLCI och USEtox.

Verksamt ämne	CAS-nr	Tabell
Glyfosat	38641-94-0	A1.2, A1.3
Bentazon	25057-89-0	A1.1
MCPA	2039-46-5	A1.1, A1.2, A1.3
Diflufenikan	83164-33-4	A1.2
Metamitron	41394-05-2	A1.1, A1.3

2.2.4.1 Glyfosat

Glyfosat är det verksamma ämnet i bland annat världens mest efterfrågade ogräsmedel, Roundup [19]. Det tas upp av växten via bladen och verkar genom att hindra produktionen av tillväxtproteiner [20]. Glyfosat är en icke-selektiv herbicid vilket innebär att den dödar de flesta växter [20].

Glyfosat har oftast ansetts som relativt harmlös, den har inte visats sig vara bioackumulerande och den är endast livshotande vid höga doser eller vid akut intag [21]. Det har även hävdats att Glyfosat endast påverkar växter, men nya forskningsrön kan nu påvisa effekter även på däggdjur [19]. Bland annat har det visat sig att Glyfosat kan verka inhiberande på Cytokrom P450 system, vilket står för metabolisering av främmande ämnen [22], samt skapa mikrobiell obalans i mänskliga tarmsystem [19]. Detta kan följaktligen bidra till olika sjukdomstillstånd så som autism, leversjukdomar och cancer [19].

2.2.4.2 Bentazon

Bentazon är en fotosynteshämmande herbicid som framförallt tas upp genom ogräsens blad, men även via rötterna [23]. Ogräs som bekämpas med Bentazon är bredbladiga växter och ämnet används bland annat vid skydd av baljväxter och majs [24].

Undersökningar om hur förtäring av Bentazon har påverkat olika djurarter, som till exempel råttor och hundar, har bland annat visat att ämnet kan resultera i viktnedgång, leverskador och blodproppar [24]. Hittills har man dock inte kunnat påvisa någon humantoxisk effekt av ämnet [24].

2.2.4.3 MCPA

MCPA används för att bekämpa bredbladiga växter och tistlar vid skydd av spannmål, vall och torv [25]. Ämnet tas upp via blad och rötter och fungerar hämmande mot tillväxt och celledelningsförmåga hos växten [25].

I en studie som gjorts på MCPA med fokus på persistens, distribution, ackumulation och toxicitet i ett artificiellt vattenecosystem drogs slutsatsen att MCPA är ett relativt säkert ämne i akvatiska ekosystem [26]. Däremot konstaterades att mer vetenskap om ämnets nedbrytningsprodukter katekoler och kresoler är av betydelse då det har visat sig att både jord- och vattenorganismer är kapabla att bryta ner MCPA till dessa ämnen [26].

2.2.4.4 Diflufenikan

Diflufenikan används mot bredbladiga ogräs och verkar genom att inhibera biosyntesen av karotenoider, vilket därmed förhindrar fotosyntesen i plantan [27]. De grödor som Diflufenikan används för att skydda är bland annat korn, råg och vete [27].

I studier som gjorts av Europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten, EFSA, har det framkommit att Diflufenikan kan anses ha mycket hög toxicitet för vattenlevande organismer, där gröna alger var den mest känsliga organismen som testades i studien [28].

2.2.4.5 Metamitron

Metamitron är en selektiv herbicid som används mot gräs och bredbladiga växter vid skydd av betor [29]. Ämnet tas framförallt upp via ogräsets rötter, men även via blad, och hindrar därefter fotosyntesen i de växter som är mottagliga för ämnet [29].

Enligt EFSA kan Metamitron anses ha hög toxicitet för en del vattenlevande organismer såsom ryggradslösa djur och alger [29].

3. Metod och datainsamling

I detta kapitel presenteras först vilka fysikaliska och kemiska parametrar som kan anses viktigast för resultaten i PestLCI och USEtox (avsnitt 3.1). Därefter presenteras datainsamling för beräkningar och känslighetsanalyser (avsnitt 3.2) och slutligen presenteras en beskrivning av tillvägagångssättet för känslighetsanalyserna för fysikaliska och kemiska parametrar (avsnitt 3.3.).

3.1 Viktigaste fysikaliska och kemiska parametrar för beräkning med PestLCI och USEtox

För att beräkna spridningen samt den akvatiska ekotoxiciteten för ett bekämpningsmedel med PestLCI och USEtox fordras data för en del fysikaliska och kemiska parametrar, vilka visas i tabell A2.1 och A2.2 i appendix 2. Vilka av dessa parametrar som har störst inverkan på det slutgiltiga resultatet för respektive modell undersöks i avsnitt 3.1.1 samt 3.1.2.

3.1.1 Fysikaliska och kemiska parametrar i PestLCI

För att avgöra vilka fysikaliska och kemiska parametrar som är signifikanta för spridningen till luft, ytvatten samt grundvatten krävs att de ingående transportmekanismerna beaktas.

Det som främst avgör hur benäget ett ämne är att transporteras genom markprofilen är dels ämnets fördelning mellan markpartiklarna och vatten samt hur pass resistent ämnet är mot nedbrytning i marken [30]. För att ett ämne skall hinna nå ner till grundvattnet via makroporer eller forslas ut till ytvatten via dräneringssystem krävs det att ämnet inte hinner brytas ned på vägen dit. Med PestLCI antas det dock att hela den mängden av ett ämne som löst sig i vatten i markens makroporer också kommer att nå grundvattnet utan att brytas ned på vägen [2]. För beräkningar med PestLCI kan således nedbrytbarhetens signifikans för transport i markprofilen försummas.

För att ämnet skall hinna transporteras via ytavrinning förutsätts det att det fortfarande finns någonting kvar av ämnet på markytan vid nederbörd. Därför är den mest väsentliga parametern för ytavrinning ämnets nedbrytbarhet [30]. Även en hög adsorptionsförmåga till markpartiklar är en gynnsam parameter för denna

transportväg [3]. Ju högre adsorptionsförmåga desto längre håller sig ämnet kvar vid markytan utan att transporteras ner i markprofilen.

Ett ämnes benägenhet att avdunsta är relaterat till ämnets ångtryck. Ångtrycket beskriver ett jämviktssläge mellan mängden molekyler som befinner sig i vätskefas respektive gasfas [31]. Ämnets fördelning till markpartiklar påverkar även avdunstningen eftersom mängden löst ämne minskar med ökad adsorption till marken [3].

Enligt ovan nämnda konstateranden kan slutsatser om vilka kemiska och fysikaliska parametrar som till största del påverkar spridningen av bekämpningsmedel dras. De parametrar som utifrån detta bedöms betydande för resultatet av spridningsmodellering i PestLCI är organiskt kol-vatten fördelningskoefficienten, halveringstiden i jord samt ämnets ångtryck. Alla dessa parametrar kommer att ingå i de kommande känslighetsanalyserna. Halveringstiden i jord är dessutom en mycket intressant parameter att utföra känslighetsanalys på eftersom detta är en parameter som enligt tidigare utförda litteraturstudier oftast kan variera väldigt mycket mellan olika databaser [32].

3.1.2 Fysikaliska och kemiska parametrar i USEtox

För att uppskatta uppehållstiden av ett ämne i sötvatten samt exponeringsgraden för vattenlevande organismer krävs värden på några av ämnets fysikaliska och kemiska parametrar.

Enligt en undersökning av Henderson m.fl. [33] har det fastställts vilka parametrar hos ett ämne som till störst del påverkar karakteriseringsfaktorerna för akvatisk ekotoxicitet i USEtox. Dessa parametrar är fördelningskoefficienterna mellan oktanol-vatten, organiskt kol-vatten, och luft-vatten samt halveringstiderna i luft, vatten och jord [33].

Den process som är av störst betydelse för hur länge ett ämne stannar i en miljö är nedbrytning av ämnet [34]. Nedbrytningsprocessen kan antingen vara av abiotisk eller biotisk natur [34]. Det vanligaste är biotisk nedbrytning [34]. Fördelningen mellan organiskt kol och vatten kan påverka den biologiska nedbrytningen av ett ämne då

adsorption till markpartiklar minskar tillgängligheten för de organismer som står för nedbrytningen av ämnet [34].

De fysikaliska och kemiska parametrar som, baserat på detta, anses ha störst betydelse för beräkningar av karakteriseringsfaktorer för ekotoxiciteten i sötvatten och som därmed kommer att ingå i kommande känslighetsanalyser, är halveringstiderna i luft, vatten och jord samt fördelningen mellan organiskt kol- vatten.

3.1.3 Sammanställning av viktiga fysikaliska och kemiska parametrar i PestLCI och USEtox

De viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna för beräkningar i PestLCI samt USEtox har utretts i kapitel 3.1.1 samt 3.1.2. En sammanställning av vilka parametrar som kommer att ingå i känslighetsanalyserna redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Fysikaliska och kemiska parametrar som ingår i känslighetsanalys av PestLCI och USEtox.

Fysikalisk/Kemisk parameter	Beskrivning
p_v (Pa) ¹	Ångtryck
K_{OC} (l/kg) ^{1,2}	Organiskt kol-vatten fördelningskoefficient
$t_{\frac{1}{2},SI}$ (dagar) ¹	Halveringstid i jord
k_{degA} (s ⁻¹) ²	Hastighetskonstant för nedbrytning i luft
k_{degW} (s ⁻¹) ²	Hastighetskonstant för nedbrytning i vatten
k_{degSI} (s ⁻¹) ²	Hastighetskonstant för nedbrytning i jord

¹ Fysikaliska och kemiska parametrar som används i PestLCI

² Fysikaliska och kemiska parametrar som används i USEtox

3.2 Datainsamling

I detta avsnitt presenteras den data som samlats in för beräkningar och känslighetsanalyser. I avsnitt 3.2.1 presenteras den data som använts för att beräkna spridningen av bekämpningsmedel i PestLCI och i avsnitt 3.2.2 beskrivs

tillvägagångssättet för insamling av bekämpningsmedlens fysikaliska och kemiska parametrar, för känslighetsanalyser i PestLCI och USEtox.

3.2.1 Insamling av data för beräkningar i PestLCI

För att utföra beräkningar i PestLCI fordras uppgifter om både appliceringsmängd av bekämpningsmedlet och fält- och klimatförhållandena där bekämpningsmedlet appliceras. Uppgifter om längd, bredd och dräneringsdjup har hämtats från Jordbruksverket och jordart och klimat har valts till svenska förhållanden. Resterande parametrar har satts till de standardvärden som förekommer i PestLCI. Vilka klimat- och fältparametrar som ingår i beräkningar med PestLCI samt dess respektive värden är följande:

- **Jordart:** Sweden, Svealand
- **Klimat:** Linköping
- **Längd:** 600 m
- **Bredd:** 500 m
- **Lutning:** 1%
- **Dräneringsdjup:** 1m
- **Andel dränerat:** 0,55
- **Årlig bevattning:** 0 mm

För varje bekämpningsmedel krävs även uppgifter om dosering, val av gröda, vilken månad besprutningen sker samt appliceringsmetod. Dessa uppgifter redovisas i appendix 3, tabell A3.1. Dessa parametrar har bestämts baserat på information från respektive bekämpningsmedels produktblad.

3.2.2 Insamling av data för fysikaliska och kemiska parametrar

De databaser som använts för inhämtandet av fysikaliska och kemiska parametrar är EPISuite, Pesticide Properties Database (PPDB), PhysProp, TOXNET samt Pesticide Action Network (PAN). En sammanställning över de inhämtade parametervärdena från dessa databaser återfinns i appendix 2.

Hastighetskonstanten för nedbrytning i luft räknades ut genom att multiplicera värdet på hastighetskonstanten för oxidation via hydroxylradikaler, k_{OH} , med

koncentrationen hydroxylradikaler [35]. Standardvärdet för koncentrationen av hydroxylradikaler sattes till $1,5 \times 10^6$ molekyler/cm³ [35].

För att erhålla värden på ämnets nedbrytbarhet i vatten och jord genom EPISuite användes BIOWIN 3 [36]. Förhållandet mellan utdata i BIOWIN 3 och ämnets hastighetskonstant för nedbrytning i vatten visas i tabell A2.3. [36].

Halveringstiden i jord och hastighetskonstanten för nedbrytningen i jord är relaterade till varandra genom första ordningens reaktion [34]. Halveringstiden för en första ordningens reaktion uttrycks enligt ekvation 1 [32].

$$t_{1/2} = \frac{0,693}{k} \quad \text{Ekv. 1}$$

$t_{1/2}$ = halveringstid

k = hastighetskonstant

Då endast data för den ena av parametrarna var tillgänglig användes ekvation 1 för att beräkna den andra parametern.

Enligt rekommendationer från Huijbregts m.fl. [35] har hastighetskonstanten för nedbrytning i vatten och hastighetskonstanten för nedbrytning i jord relaterats till varandra genom ekvation 2, då endast den ena av parametrarna varit känd.

$$k_{degSt} = \frac{k_{degW}}{2} \quad \text{Ekv. 2}$$

Data om ämnens hastighetskonstant för nedbrytning i vatten som hämtats från PAN har beräknats från halveringstiden för hydrolys, som tillsammans med fotolys anses vara den dominerande nedbrytningsmekanismen i vatten [34]. Då hydrolys generellt anses följa första ordningens reaktion har sedan hastighetskonstanten för nedbrytning i vatten kunnat beräknas genom att använda ekvation 1 [34].

Vid datainsamlingen uppstod dessvärre svårigheter att hitta tillräckligt med data för alla bekämpningsmedel inklusive dess fysikaliska och kemiska parametrar och

därmed uteslöts bekämpningsmedlet MCPA från denna studie. Även hastighetskonstanten för luft uteslöts i denna studie och istället ingick Henrys lags konstant.

3.3 Känslighetsanalys för fysikaliska och kemiska parametrar

I PestLCI beräknades massan av ett besprutat bekämpningsmedel som spridit sig till luft och ytvatten. Och i USEtox hämtades karakteriseringsfaktorer för att kunna uppskatta bekämpningsmedelens ekotoxicitet. Den ekotoxiska påverkan för bekämpningsmedlen uppskattades genom att summera produkterna av bekämpningsmedlens karakteriseringsfaktorer och massan av ämnet som emitterat, för luft respektive ytvatten (se ekvation 3).

$$EP = KF_{\text{luft}} \times m_{\text{luft}} + KF_{\text{ytvatten}} \times m_{\text{ytvatten}} \quad \text{Ekv.3}$$

EP=ekotoxisk påverkan

KF_{luft} =karakteriseringsfaktor för luft

m_{luft} =massan emitterat ämne till luft

KF_{ytvatten} = karakteriseringsfaktor för ytvatten

m_{ytvatten} = massan emitterat ämne till ytvatten

De fysikaliska och kemiska parametrar som krävs för att utföra beräkningar i PestLCI och USEtox har sammanställts i appendix 2, tabell A2.1 och A2.2. För att begränsa antalet parametrar att variera i känslighetsanalyserna har sex parametrar, som anses vara av störst betydelse för resultaten i dessa modeller valts ut i avsnitt 3.1. I avsnitt 3.2 har därefter data för dessa sex parametrar samlats in från olika databaser, vartefter inverkan av ändringar i fysikaliska och kemiska parametrar kunde analyseras för den ekotoxiska påverkan.

För att ta reda på hur mycket variationer i indata av ett bekämpningsmedels fysikaliska och kemiska parametrar inverkar på den ekotoxiska påverkan har först massan emitterat ämne samt karakteriseringsfaktorer för de fem utvalda bekämpningsmedlen beräknats med de grundvärden som PestLCI och USEtox har i

sina databaser, vilket definieras som grundfall i denna analys (se tabell 3). Därefter har insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i USEtox samt PestLCI systematiskt varierats.

En parameter åt gången ändrades till det största insamlade värdet respektive det minsta insamlade värdet i de båda modellerna (se tabell A4.1 och A4.2). För varje parameter noterades om max- respektive minvärdet gav en högre eller lägre ekotoxisk påverkan.

Slutligen har den största respektive minsta ekotoxiska påverkan kunnat beräknas för varje bekämpningsmedel genom att använda dessa noteringar för respektive parameter (se tabell A.4.3 och A4.4). Genom att sedan subtrahera det minsta erhållna värdet från det största erhållna värdet visas den maximala variationen av den ekotoxiska påverkan.

4. Resultat av känslighetsanalyser

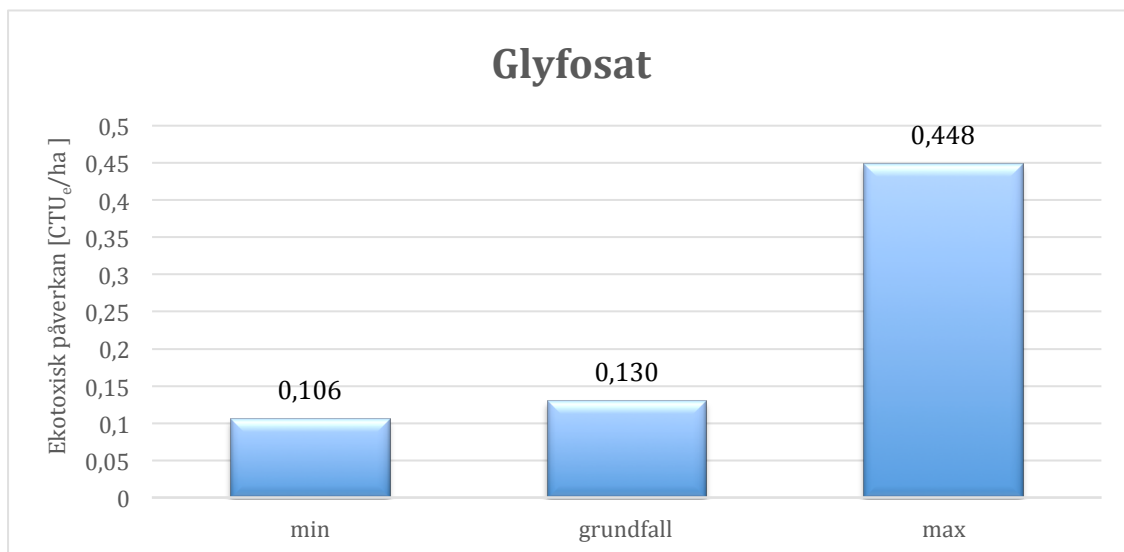
Den ekotoxiska påverkan som beräknats utifrån de grundparametrar som PestLCI och USEtox har i sina databaser, grundfallen, presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Utsläpp till luft och vatten, karakteriseringsfaktorer (KF) för utsläpp till luft och vatten, och ekotoxisk påverkan (EP) utifrån de grundparametrar som PestLCI och USEtox har i sina databaser.

Verksamt ämne	Utsläpp till luft [kg/ha]	Utsläpp till ytvatten [kg/ha]	KF _{luft} [CTU _e /kg]	KF _{ytvatten} [CTU _e /kg]	EP [CTU _e /ha]
Glyfosat	$5,65 \times 10^{-4}$	$2,13 \times 10^{-4}$	22,70	550	0,13
Bentazon	$2,26 \times 10^{-3}$	$1,28 \times 10^{-4}$	7,5	200	0,042
Diflufenikan	$2,83 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-6}$	30,10	$1,2 \times 10^3$	0,010
Metamitron	$5,17 \times 10^{-3}$	$2,66 \times 10^{-4}$	12,8	500	0,16

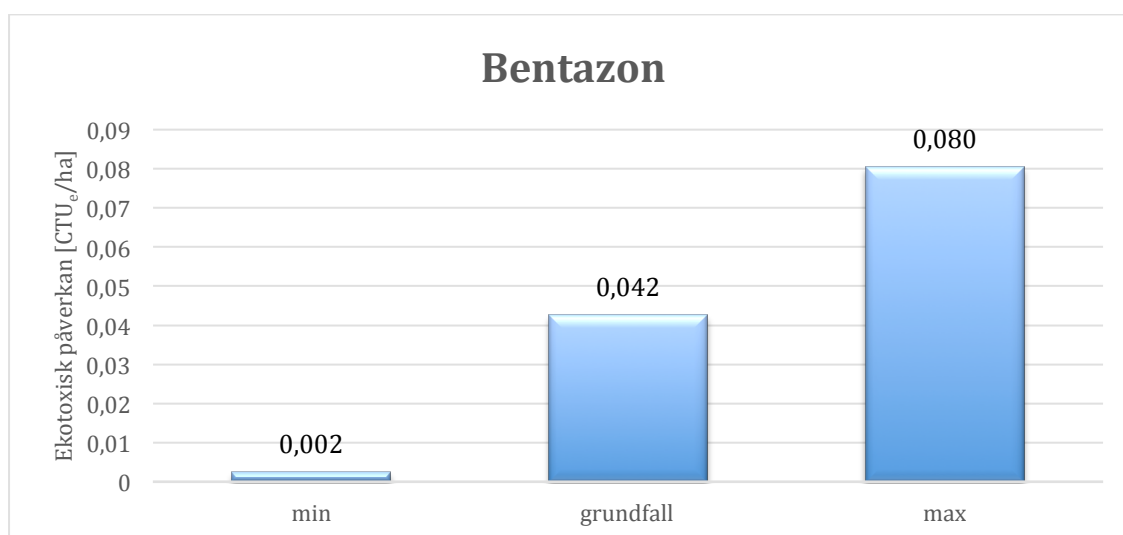
Nedan visas resultaten för känslighetsanalys av den ekotoxiska påverkan utifrån modelleringar i USEtox och PestLCI. I figurerna 3, 4, 5 och 6 visas den maximala variationen av ekotoxisk påverkan som erhålles utifrån de fysikaliska och kemiska parametrar som samlats in. För fullständiga uträkningar se appendix 4, tabell A.4.1 för beräkningar i PestLCI, tabell A.4.2 för beräkningar i USEtox samt tabell A.4.3 och A.4.4 för beräkningar av den maximala samt minsta ekotoxiska påverkan för respektive bekämpningsmedel.

I figur 1 visas variationen av den ekotoxiska påverkan för Glyfosat. Detta visar intervallet [0,106, 0,448], vilket motsvarar en variation på 0,34 CTU_e/ha. I förhållande till grundvärdet på den ekotoxiska påverkan är denna variation 2,6 gånger så stor. Detta visar även en minskning som är 1,2 gånger så litet som grundvärdet och en ökning som är 3,4 gånger så stort.



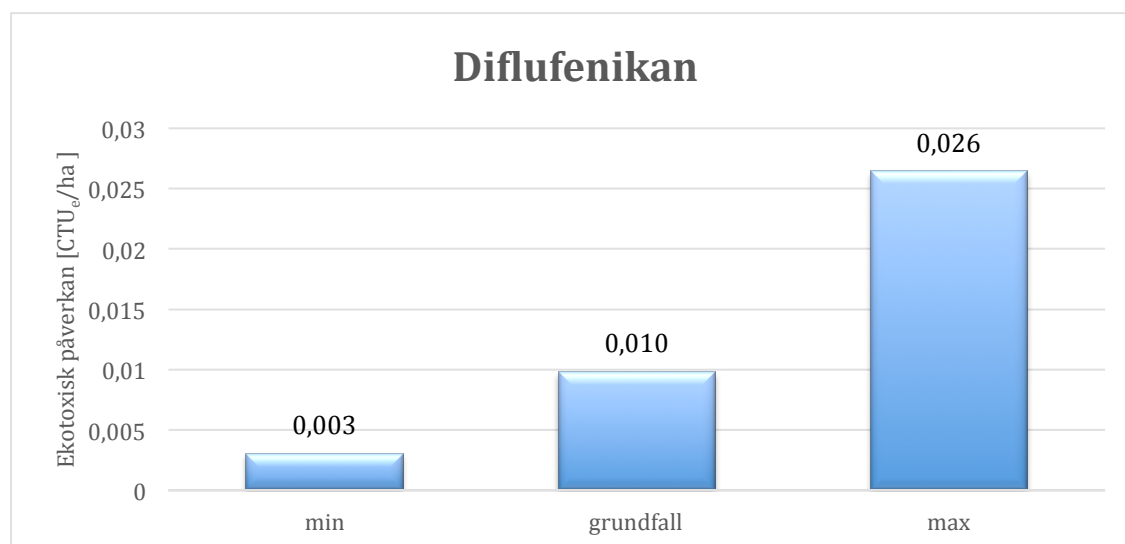
Figur 3. Variationer i ekotoxisk påverkan till följd av ändringar i indata av fysikaliska och kemiska parametrar för Glyfosat.

Variationen av den ekotoxiska påverkan för Bentazon visas i figur 2 och har intervallet [0,002, 0,080], vilket motsvarar en variation på 0,078 CTU_e/ha. I förhållande till grundvärdet är denna variation 1,9 gånger så stor. Detta visar en minskning som är 21 gånger så litet som grundvärdet och en ökning som är 1,9 gånger så stort.



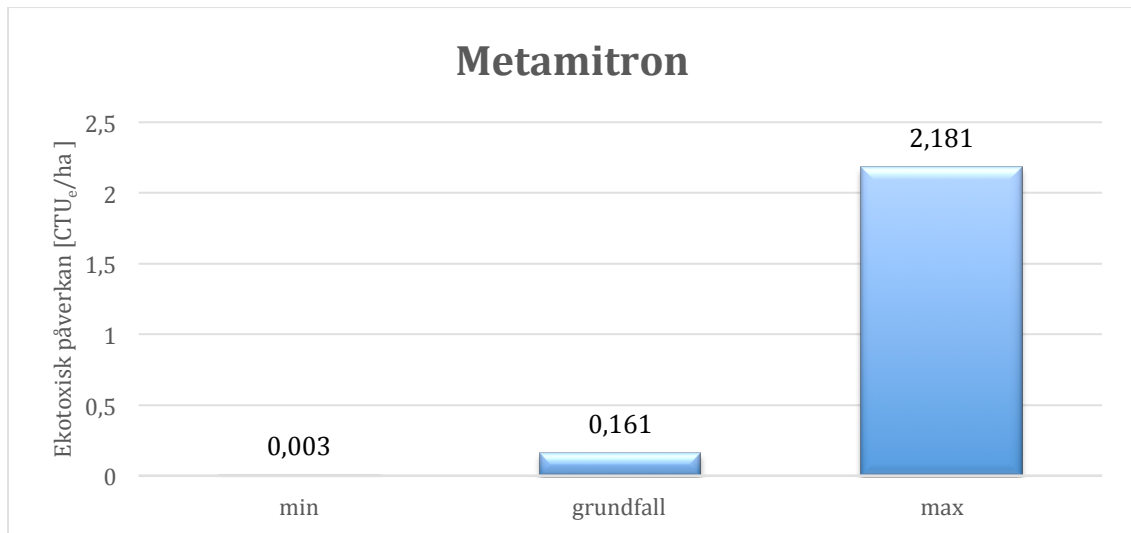
Figur 4. Variationer i ekotoxisk påverkan till följd av ändringar i indata av fysikaliska och kemiska parametrar för Bentazon.

Variationen av ekotoxisk påverkan för Diflufenikan visas i figur 3 och har intervallet [0,003, 0,026], vilket motsvarar en variation på 0,023 CTU_e/ha. Detta är en variation som är 2,3 gånger så stort som grundvärdet. Detta visar en minskning som är 3,3 gånger så litet som grundvärdet och en ökning som är 2,6 gånger så stort.



Figur 5. Variationer i ekotoxisk påverkan till följd av ändringar i indata av fysikaliska och kemiska parametrar för Diflufenikan.

Variationen av ekotoxisk påverkan för Metamitron visas i figur 4 och har intervallet [0,003, 2,181], vilket motsvarar 2,18 CTU_e/ha. Denna variation är 13,5 gånger så stor som grundvärdet. Detta visar en minskning som är 53,7 gånger så litet som grundvärdet och en ökning som är 13,5 gånger så stort.



Figur 6. Variationer i ekotoxisk påverkan till följd av ändringar i indata av fysikaliska och kemiska parametrar för Metamitron.

Resultaten visar variationer av den ekotoxiska påverkan på 0,023 CTU_e/ha, för Diflufenikan, till 2,18 CTU_e/ha, för Metamitron. Uttryckt i förhållande till grundvärdena på den ekotoxiska påverkan för respektive bekämpningsmedel är variationerna 1,86 till 13,54 gånger så stora. Variationerna för de olika bekämpningsmedlen är förhållandevis i samma storleksordning, med undantag från Metamitron.

5. Diskussion

Till denna studie valdes fem bekämpningsmedel ut, som ansågs vara förknippade med störst risk för akvatiska system, för att ingå i känslighetsanalys av modellerna PestLCI och USEtox. De fem bekämpningsmedel som valdes ut var Glyphosat, Bentazon, MCPA, Diflufenikan och Metamitron. Även sex fysikaliska och kemiska parametrar valdes ut som ansågs mest betydande för resultaten i PestLCI och USEtox.

Insamlingen av data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna visade ofta variationer på en eller flera tiopotenser, vilket därmed gav utslag på resultaten. Orsaken till att värdena för fysikaliska och kemiska egenskaper kan variera beror på att olika metoder används för att bestämma värdena. De data som samlats in i denna studie har bland annat baserats på experimentella försök, både i labb och ute i fält, samt på olika beräkningsmetoder. Skillnaden mellan experimentellt bestämda värden och värden som beräknas med olika teoretiska modeller är att modellerna alltid är en förenkling av verkligheten. Vid teoretiska beräkningar av till exempel biotisk nedbrytning antas ofta ett exponentiellt avtagande av halten bekämpningsmedel, men i verkligheten kan även faktorer som temperatur, fuktighet och halten organiskt kol påverka nedbrytningsprocessen [34]. Dessa faktorer påverkar även utgången för experimentella försök då faktorerna kan skilja sig från fall till fall.

Genom att jämföra extremfallen för varje parameter med grundvärdet på den ekotoxiska påverkan visar det sig att den parameter som inverkar mest på den ekotoxiska påverkan, för samtliga bekämpningsmedel, är hastighetskonstanten för nedbrytning i vatten, vilket förklarar varför Metamitron avviker så markant från de övriga bekämpningsmedlen. Hastighetskonstanten för nedbrytning i vatten uppvisar nämligen störst variation för Metamitron.

Den känslighetsanalys som utförts i denna rapport har endast tagit hänsyn till extremvärdena för att beräkna variationen av den ekotoxiska påverkan. För att kontrollera att denna analys inte visar en oförtjänt bild av variationen bör det även undersökas så att dessa extremvärden inte är avvikelser från övriga värden, så kallade outliers [37]. Vid en mer omfattande känslighetsanalys skulle det därför vara fördelaktigt om fler data kunde samlas in, för att därefter kunna ta reda på om

extremvärdena kan anses representativa för resultaten eller om de är för stora avvikelser. För att identifiera outliers kan bland annat Grubbs test eller låddiagram tillämpas [37] [38].

Trots att det inte går att dra några slutsatser om hur hög sannolikhet det är att den ekotoxiska påverkan skulle variera så mycket som resultaten från dessa känslighetsanalyser visar, så har denna studie ändå demonstrerat ett exempel på hur mycket den ekotoxiska påverkan kan variera. Variationerna av den ekotoxiska påverkan som förekommit i denna studie innebär att det blir svårt att hävda ett specifikt värde för ett ämne. Skulle det däremot utformas en standarddatabas för fysikaliska och kemiska parametrar, där samma metod används för att bestämma värdena på parametrarna, så kan dessa modeller ändå vara effektiva vid jämförelser mellan olika ämnen. Vid förbättringsåtgärder av indata skulle dock andra parametrar, som uppvisat högre osäkerhet, behöva prioriteras. Till exempel är osäkerheten för ekotoxisk effektdata oftast högre än den är för fysikaliska och kemiska parametrar [33].

Vid utförandet av en hel LCA kan, utöver inventering och miljöpåverkansbedömning, även osäkerheter i definition av problemet samt dess omfattning även förekomma [1]. Till exempel kan resultaten av en LCA även variera beroende på hur systemgränser valts eller hur produktens livslängd uppskattats [1]. I denna studie har också hänsyn till endast en miljöpåverkanskategori tagits. I normala fall innehåller en LCA flera olika miljöpåverkanskategorier. Konsekvenserna för en hel LCA, med avseende på de osäkerheter som uppvisats för ekotoxisk påverkan i denna studie, beror alltså på hur många kategorier som inkluderas. Ju fler miljöpåverkanskategorier en LCA innehåller desto mindre inverkan får varje enskild kategori.

6. Slutsatser

Utifrån den litteraturstudie samt känslighetsanalys som presenterats i denna rapport kan slutsatser om samtliga huvudfrågor som preciserats utifrån rapportens syfte dras. Riskerna med att bekämpningsmedel hamnar i yt- och grundvatten är bland annat att de akvatiska ekosystemen kan påverkas negativt, vattenlevande växter och djur kan skadas och nedbrytning av organiskt material kan hämmas, samt att dricksvattenkvaliteten kan försämrats. Utifrån dessa kriterier har även slutsatsen dragits att bekämpningsmedlen Glyphosat, Bentazon, MCPA, Diflufenikan och Metamitron kan anses vara av betydande risk för akvatiska system i Sverige. De fysikaliska och kemiska parametrar som kan anses mest betydande för resultaten av modelleringar i PestLCI och USEtox är fördelningskoefficienten för organiskt kolvatten, ångtrycket, halveringstiden i jord samt hastighetskonstanten för nedbrytning i luft, vatten och jord. Den parameter som utifrån känslighetsanalyserna kan anses vara allra viktigast är hastighetskonstanten för nedbrytning i vatten. Slutligen kan det konstateras att den känslighetsanalys som utförts på modellerna PestLCI och USEtox visat på en betydande spridning av resultaten till följd av ändringar i indata av bekämpningsmedlens fysikaliska och kemiska parametrar.

Referenser

- [1] Rydh TL, Lindahl M, Tingström J. Livscykelanalys: -en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster. Lund: Studentlitteratur; 2002.
- [2] Dijkman TJ, Birkved M, Hauschild MZ. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. Int J Life Cycle Assess. 2012;17(8): 973-86.
- [3] Torstensson L. Kemiska bekämpningsmedel - transport, bindning och nedbrytning i marken. [Internet] SLU; 1987. [citerad 28 april] Hämtad från: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/aktuellt_fr_slu/ALU357/ALU357.HTM
- [4] Boye K, Jarvis N, Moeys J, Gönczi M, Kreuger J. Ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige och lämpliga motåtgärder: – en kunskapssammanställning med fokus på skyddszoner. [Internet] Uppsala: SLU; 2012. [citerad 30 april 2015] Hämtad från: http://www.slu.se/Documents/externwebben/centrumbildningar-projekt/ckb/Publikationer/CKB%20rapporter/Ytavrinning%20av%20växtskyddsmedel%20i%20Sverige_CKB%20rapport%202012_1.pdf
- [5] Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. Int J Life Cycle Assess. 2008;13(7): 532-46.
- [6] Huijbregts M, Hauschild M, Jolliet O, Margni M, McKone T, Rosenbaum RK, et al. USEtox: User manual. USEtox; 2010.
- [7] Om bekämpningsmedel i miljön. [Internet] SLU [uppdaterad 28 april 2015; citerad 4 april 2015] Hämtad från: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/kompetenscentrum-for-kemiska-bekampningsmedel/information-om-bekampningsmedel-i-miljon1/>
- [8] Biocidprodukter. [Internet] Kemikalieinspektionen; 2011 [uppdaterad 23 mars 2015; citerad 04 april 2015] Hämtad från: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekampningsmedel/Biocidprodukter/>
- [9] Biologiska bekämpningsmedel. [Internet] Kemikalieinspektionen; 2014 [citerad 4 april 2015] Hämtad från: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekampningsmedel/Biologiska-bekampningsmedel/>
- [10] Pesticide Active Ingredients. [Internet] National Pesticide Information Center [uppdaterad 10 oktober 2012; citerad 4 april 2015] Hämtad från: <http://npic.orst.edu/ingred/active.html>
- [11] Other/Inert Ingredients in Pesticides. [Internet] National Pesticide Information Center [uppdaterad 12 augusti 2014; citerad 4 april 2015] Hämtad från: <http://npic.orst.edu/ingred/inert.html>

- [12] Magnusson S.E. Risk i tekniska sammanhang [Internet] Nationalencyklopedin [citerad 28 april 2015]. Hämtad från:
<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/risk>
- [13] Havs- och vattenmyndigheten. Sötvatten 2014: Om miljötillståndet i Sveriges sjöar, vattendrag och grundvatten. [Internet] Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten; 2014. [citerad 20 april 2015] Hämtad från:
<https://www.havochvatten.se/download/18.2e8e68c31489b1400706d164/1412598197039/rapport-sotvatten-2014.pdf>
- [14] Norberg H. Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten: Beskrivning av den svenska metoden. [Internet] Kemikalieinspektionen; 2004. [citerad 20 april 2015] Hämtad från:
https://www.kemi.se/Documents/Bekämpningsmedel/Vaxtskyddsmedel/Riktvarder_f_or_vaxtskyddsmedel_i_ytvatten.pdf
- [15] Riktvärden för ytvatten. [Internet] Kemikalieinspektionen; 2011 [citerad 20 april 2015] Hämtad från:
<http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekämpningsmedel/Vaxtskyddsmedel/Vaxtskyddsmedel-i-Sverige/Riktvarder-for-ytvatten/>
- [16] Wivstad M, Cederberg C, Sonesson U. Användning och beroende av bekämpningsmedel i vattenskyddsområden. [Internet] SIK; 2009 [citerad 20 april 2015] Hämtad från:
http://www.svenskvatten.se/DOCUMENTS/KATEGORIER/DRICKSVATTEN/RAPPORTER/SIK-RAPPORT%20NR%20781_2009.PDF
- [17] Lindström B, Larsson M, Nanos T, Kreuger J. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel): Årssammanställning 2012. [Internet] SLU; 2013.[citerad 23 april 2015] Hämtad från:
<http://www.slu.se/Documents/externwebben/centrumbildningar-projekt/ckb/Publikationer/MÖ-rapporter/MÖ%20Pesticider%20Årsrapport%202012.pdf>
- [18] Kemikalieinspektionen. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2012. [Internet] Sundbyberg: Kemikalieinspektionen; 2013. [citerad 23 april 2015] Hämtad från:
http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Statistik/ForsaldaBKM/forsalda_bkm_2012.pdf
- [19] Samsel A, Seneff S. Glyphosate's Suppression of Cytochrome P450 Enzymes and Amino Acid Biosynthesis by the Gut Microbiome: Pathways to Modern Diseases. *Entropy*. 2013;15(4): 1416-63.
- [20] Glyphosate. [Internet] National Pesticide Information Center [10 oktober 2012 ; 25 april 2015] Hämtad från: <http://npic.orst.edu/ingred/glyphosate.html>
- [21] Baird C, Cann M. Environmental Chemistry. 2 uppl. New York: Freeman; 2008.

- [22] Sjöqvist F. Interaktion mellan läkemedel. [Internet] Huddinge: FASS; 2014 [citerad 2 juni 2015] Hämtad från: http://www.fass.se/LIF/healthcarefacts;jsessionid=Q720uAKza_vZ8gz8yDIncBboJG_paRkuWz61VtviAq2sYR28S9ZJ!-1781244019?docId=18352&userType=0
- [23] Gummesson G. Bentazon, herbicid under discussion. [Internet] SLU; 1989. [citerad 28 april] Hämtad från: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/meddelande_sjfd/MSJ35/MSJ35M.HTM
- [24] U.S. Environmental Protection Agency. Toxicological review of Bentazon. [Internet] Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency; 1998. [citerad 3 maj 2015] Hämtad från: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0134tr.pdf>
- [25] MCPA. [Internet] AgChem Access [citerad 5 maj 2015] Hämtad från: <http://www.agchemaccess.com/MCPA>
- [26] Virtanen M, Hattula ML, Arstila AU. Behavior and fate of 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) and 4,6-dichloro-o-cresol as studied in an aquatic-terrestrial model ecosystem. *Chemosphere*. 1979;8(7): 431-42.
- [27] Diflufenican. [Internet] AgChem Access [citerad 26 maj 2015] Hämtad från: <http://www.agchemaccess.com/Diflufenican>
- [28] European Food Safety Authority. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Diflufenican. [Internet] European Food Safety Authority; 2007. [citerad 26 maj 2015] Hämtad från: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/122r.pdf>
- [29] European Food Safety Authority. CONCLUSION ON PESTICIDE PEER REVIEW: Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metamitron. [Internet] European Food Safety Authority; 2008. [citerad 28 april 2015] Hämtad från: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/185r.pdf>
- [30] Arias-Estévez M, López-Periago E, Martínez-Carballo E, Simal-Gándara J, Mejuto JC, García-Río L. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2008;123(4):247-60.
- [31] Zumdahl SS. *Chemical Principles*. 6 Uppl. Belmont: Brooks/Cole; 2009.
- [32] Cohen SZ, Wauchope RD, Klein AW, Eadsforth CV, Graney RL. Pesticides report 35. Offsite transport of pesticides in water: Mathematical models of pesticide leaching and runoff (Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 1995;67(12):2109-48.
- [33] Henderson AD, Hauschild MZ, Meent D, Huijbregts MAJ, Larsen HF, Margni M, et al. USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int J Life Cycle Assess*. 2011;16(8):701-09.

- [34] Rathore HS, Nollet LML. Pesticides Evaluation of Environmental Pollution. Boca Raton: CRC Press; 2012.
- [35] Huijbregts M, Margni M, van de Meent D, Jolliet O, Rosenbaum R.K, McKone T, et al. USEtoxTM Chemical-specific database: organics. USEtox; 2010
- [36] Nordborg M, Berndes G, Cederberg C. Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: The cases of maize, rapeseed, *Salix*, soybean, sugarcane and wheat. Rapport till IEA Bioenergy. Inskickad för publicering. 2015.
- [37] Är dataunderlaget bra? - Bedömning av datakvalitet. [Internet] Milostatistik.se; [citerad 5 juni 2015] Hämtad från: <http://www.miljostatistik.se/datakvalitet.html>
- [38] Dahlbom U. Matematisk statistik. Göteborg: Matematiklitteratur; 2003.
- [39] Dijkman TJ, Birkved M, Hauschild MZ. PestLCI 2.0: A second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA: Electronic supplementary material 1. LCA FOR AGRICULTURE; 201

Appendix 1

Tabell A1.1. Verksamma ämnen som påträffats flest gånger vid eller över sina riktvärden i de bäckar och åar som undersökts av den nationella miljöövervakningen år 2012 [17].

Verksamt ämne	Antal fynd \geq respektive riktvärde
Diflufenikan	59
Esfenvalerat	6
MCPA	6
Metiokarb	6
Isoproturon	4
Metribuzin	4
Pikoxystrobin	4

Tabell A1.2. Antal procent av de prover som utförts av den nationella miljöövervakning som överstigit 0,1 $\mu\text{g/l}$ för enskilda ämnen år 2006 [16].

Verksamt ämne	Fyndfrekvens $>0,1 \mu\text{g/l}$
Glyfosat	50
Bentazon	29
MCPA	22
Isoproturon	14
Azoxystrobin	12
Kvinmerak	12
Fluroxipyr	11
Metazaklor	11
Metamitron	8
Klopyralid	8

Tabell A1.3. Verksamma ämnen som sålts i störst mängd för användning inom jordbruk i Sverige 2012 [18].

Verksamt ämne	Antal ton
Glyfosat	701,5
MCPA	211
Metamitron	122,1
Isoproturon	114,5
Fluroxipyr	50,2

Appendix 2

Tabell A2.1. Fysikaliska och kemiska parametrar som ingår i uträkning för spridning av bekämpningsmedel med PestLCI [39].

Fysikalisk/Kemisk parameter	Beskrivning
M (g/mol)	Molekylvikt
K_{sp} (g/l)	Löslighet i vatten
p_v (Pa)	Ångtryck
pK_a	Syra dissociationskonstant
Log K_{ow}	Log oktanol-vatten fördelningskoefficient
K_{oc} (l/kg)	Organiskt kol-vatten fördelningskoefficient
t_{½,SI} (dagar)	Halveringstid i jord
k_{OH} (dagar)	Hastighetskonstant för oxidation via hydroxylradikaler

Tabell A2.2. Fysikaliska och kemiska parametrar som ingår i uträkning för uppehållstid samt exponering av ett bekämpningsmedel med USEtox [6].

Fysikalisk/Kemisk parameter	Beskrivning
M (g/mol)	Molekylvikt
K_{sp25} (g/l)	Löslighet i vatten vid 25 °C
p_{v25} (Pa)	Ångtryck vid 25 °C
K_{ow}	Oktanol-vatten fördelningskoefficient
K_{OC} (l/kg)	Organiskt kol-vatten fördelningskoefficient
K_{DOC} (l/kg)	Upplöst organiskt kol-vatten fördelningskoefficient
K_{H25} (Pa×m³×mol⁻¹)	Henrys lags konstant vid 25 °C
k_{degA} (s⁻¹)	Hastighetskonstant för nedbrytning i luft
k_{degW} (s⁻¹)	Hastighetskonstant för nedbrytning i vatten
k_{degSd} (s⁻¹)	Hastighetskonstant för nedbrytning i sediment
k_{degSl} (s⁻¹)	Hastighetskonstant för nedbrytning i jord
BAF_{fish} (l/kg)	Bioackumuleringsfaktor för vattenlevande organismer

Tabell A2.3. Förhållandet mellan utdata i BIOWIN 3, från EPISuite, och ämnets hastighetskonstant för nedbrytning i vatten [36].

Utdata från BIOWIN 3	Hastighetskonstant för nedbrytning av ämnet i vatten, s ⁻¹ .
Hours	4,7×10 ⁻⁵
Hours to days	6,4×10 ⁻⁶
Days	3,4×10 ⁻⁶
Days to weeks	9,3×10 ⁻⁷
Weeks	5,3×10 ⁻⁷
Weeks to months	2,1×10 ⁻⁷
Months	1,3×10 ⁻⁷
Recalcitrant	4,5×10 ⁻⁸

Tabell A2.4. Insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i PestLCI och USEtox för Glyphosat.

Parameter	PPDB	PhysProp	EPISuite1	EPISuite2	TOXNET	PAN
K _{OC} (l/kg)	6920	-	1 (MCI metod)	1,69×10 ⁻³ (Kow metod)	-	6920
p _v (Pa)	-	2,11×10 ⁻⁶	1,67×10 ⁻⁷	-	2,1×10 ⁻⁶	-
t _{½,SI} (dagar)	-	-	30,27	-	-	70
k _{degA} (s ⁻¹)	-	1,4×10 ⁻⁴	1,19×10 ⁻⁴	-	-	-
k _{degW} (s ⁻¹)	-	-	5,30×10 ⁻⁷	-	-	2,29×10 ⁻⁷
k _{degSI} (s ⁻¹)	-	-	2,65×10 ⁻⁷	-	-	1,15×10 ⁻⁷
K _{H25} (Pa×m ³ ×mol ⁻¹)	-	6,35×10 ⁻²²	4,14×10 ⁻¹⁴ (Bond metod)	2,13×10 ⁻⁷ (Exp.)	-	-

Tabell A2.5. Insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i PestLCI och USEtox för Bentazon.

Parameter	PPDB	PhysProp	EPISuite1	EPISuite2	TOXNET
K_{OC} (l/kg)	13-176	-	10 (MCI metod)	128,30(Kow metod)	13,3-176
p_v (Pa)	$1,7 \times 10^{-4}$	$4,6 \times 10^{-4}$	$3,41 \times 10^{-5}$	-	$4,6 \times 10^{-4}$
$t_{\frac{1}{2},SI}$ (dagar)	8-102(labb)	-	76,39	-	6,7-15 (Fält)
k_{degA} (s^{-1})	-	$9,33 \times 10^{-5}$	$9,33 \times 10^{-5}$	-	$9,3 \times 10^{-5}$
k_{degW} (s^{-1})	$1,57 \times 10^{-7}$ - 2×10^{-6}	-	$2,1 \times 10^{-7}$	-	$10,7 \times 10^{-7}$ - $2,4 \times 10^{-6}$
k_{degSI} (s^{-1})	$7,86 \times 10^{-8}$ - 1×10^{-6}	-	$1,05 \times 10^{-7}$	-	$5,35 \times 10^{-7}$ - $1,2 \times 10^{-6}$
K_{H25} ($Pa \times m^3 \times mol^{-1}$)	$7,20 \times 10^{-5}$	-	$2,01 \times 10^{-5}$ (Bond metod)	$2,21 \times 10^{-4}$ (Exp.)	-

Tabell A2.6. Insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i PestLCI och USEtox för MCPA.

Parameter	PPDB	PhysProp	EPISuite1	EPISuite2	TOXNET
K_{OC} (l/kg)	-	-	102,20	-	-
p_v (Pa)	-	-	0,06	-	-
$t_{\frac{1}{2},SI}$ (dagar)	-	-	30,27	-	-
k_{degA} (s^{-1})	-	-	$1,89 \times 10^{-5}$	-	-
k_{degW} (s^{-1})	-	-	$5,3 \times 10^{-7}$	-	-
k_{degSI} (s^{-1})	-	-	$2,65 \times 10^{-7}$	-	-
K_{H25} ($Pa \times m^3 \times mol^{-1}$)	-	-	-	-	-

Tabell A2.7. Insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i PestLCI och USEtox för Diflufenikan.

Parameter	PPDB	PhysProp	EPISuite1	EPISuite 2	TOXNET	PAN
K_{OC} (l/kg)	-	-	24300 (MCI)	4138(Kow metod)	-	3186
p_v (Pa)	4,25×10 ⁻⁶	4,24×10 ⁻⁶	4,24×10 ⁻⁶	-	-	-
t_{½,SI} (dagar)	44,3-237,9 (labb)	-	356,48	-	-	-
k_{degA} (s⁻¹)	-	-	4,79×10 ⁻⁶	-	-	-
k_{degW} (s⁻¹)	6,74×10 ⁻⁸ - 3,62×10 ⁻⁷	-	4,5×10 ⁻⁸	-	-	-
k_{degSI} (s⁻¹)	3,37×10 ⁻⁸ - 1,81×10 ⁻⁷	-	2,25×10 ⁻⁸	-	-	-
K_{H25} (Pa×m³×mol⁻¹)	1,18×10 ⁻²	3,29×10 ⁻²	3,82×10 ⁻⁷ (Bond metod)	0,0329 (Exp.)	3,29×10 ⁻²	-

Tabell A2.8. Insamlad data för de viktigaste fysikaliska och kemiska parametrarna i PestLCI och USEtox för Metamitron.

Parameter	PPDB	PhysProp	EPISuite1	EPISuite 2	TOXNET	PAN
K_{OC} (l/kg)	77,70	-	142,70 (Kow metod)	50,04 (MCI metod)	-	80,7
p_v (Pa)	7,44×10 ⁻⁷	8,60×10 ⁻⁷	8,60×10 ⁻⁷	-	8,6×10 ⁻⁷ (Exp.)	-
t_{½,SI} (dagar)	2,2-44,5 (labb)	-	30,27	-	-	-
k_{degA} (s⁻¹)	-	2,92×10 ⁻⁵	2,92×10 ⁻⁵	-	-	-
k_{degW} (s⁻¹)	7,3×10 ⁻⁶ - 3,6×10 ⁻⁷	-	5,3×10 ⁻⁷	-	-	1,67 × 10 ⁻⁸
k_{degSI} (s⁻¹)	3,65×10 ⁻⁶ - 1,8×10 ⁻⁷	-	2,65×10 ⁻⁷	-	-	8,36 × 10 ⁻⁹
K_{H25} (Pa×m³×mol⁻¹)	8,95×10 ⁻⁸	9,65×10 ⁻⁸	5,92×10 ⁻⁷ (Bond metod)	9,66×10 ⁻⁸ (Exp.)	9,65×10 ⁻⁸ (Beräknad)	-

Appendix 3

Tabell A3.1. Ämnesspecifika parametrar som ingår i beräkningar med PestLCI.

Produkt	Verksamt ämne (VÄ)	Dos produkt [kg/ha, l/ha]	Andel VÄ [g/L, g/kg]	Dos VÄ [kgAS/ha]	Gröda och utvecklingsstadium	Månad	Appliceringsmetod
Roundup Bio	Glyfosat	1,5	486	0,73	Barmark	Maj	konv. Boom barmark
Basagran SG	Bentazon	1	870	0,87	Spannmål-2	Maj	konv. Boom spannmål
MCPA 750	MCPA	2	750	1,5	Spannmål-1	Maj	konv. Boom spannmål
Alliance	Diflufenikan	0,25	500	0,13	Spannmål-1	Sept.	konv. Boom spannmål
Goltix WG	Metamitron	4	700	2,8	Jordgubbar- Barmark	Maj	konv. Boom barmark

Appendix 4

Tabell A.4.1. Känslighetsanalys av USEtox med avseende på fysikaliska och kemiska parametrar.

	Grundvärde	Minvärde	Maxvärde	KF _{yvatten.minvärde}	KF _{yvatten.maxvärde}	KF _{luft.minvärde}	KF _{luft.maxvärde}	EP ¹ _{maxvärde}	EP ¹ _{minvärde}
Glyfosat									
K _{OC}	1	1,69×10 ⁻³	6290	550	510	23,6	2,4	0,11	0,13
k _{degW}	5,35×10 ⁻⁷	2,29×10 ⁻⁷	*5,35×10 ⁻⁷	1100	550	45,1	22,7	0,13	0,26
k _{degSl}	2,67×10 ⁻⁷	1,15×10 ⁻⁷	*2,67×10 ⁻⁷	550	550	27,8	22,7	0,13	0,13
K _{H25}	2,12×10 ⁻⁷	6,35×10 ⁻²²	2,13×10 ⁻⁷	550	550	146,3	22,7	0,13	0,20
Bentazon									
K _{OC}	33,1	10	176	200	200	10	3,4	0,033	0,048
k _{degW}	2,14×10 ⁻⁷	1,57×10 ⁻⁷	2,4×10 ⁻⁶	250	24	9,3	0,9	0,005	0,053
k _{degSl}	1,07×10 ⁻⁷	7,86×10 ⁻⁸	1,2×10 ⁻⁶	200	200	8,5	2,1	0,30	0,045
K _{H25}	2,2×10 ⁻⁴	2,01×10 ⁻⁵	2,21×10 ⁻⁴	200	200	7,6	7,5	0,042	0,043
Diflufenikan									
K _{OC}	24300	3186	*24300	1800	1200	63,4	30,1	0,010	0,020
k _{degW}	4,46×10 ⁻⁸	*4,46×10 ⁻⁸	3,62×10 ⁻⁷	1200	4800	30,1	11,5	0,0083	0,010
k _{degSl}	2,23×10 ⁻⁸	*2,23×10 ⁻⁸	1,81×10 ⁻⁷	1200	1200	30,1	27,8	0,0091	0,010
K _{H25}	3,28×10 ⁻²	8,82×10 ⁻⁷	*3,28×10 ⁻²	1300	1200	35,8	30,1	0,010	0,011
Metamitron									
K _{OC}	148	50,04	*148	500	500	21,7	12,8	0,16	0,18
k _{degW}	5,35×10 ⁻⁷	1,67×10 ⁻⁸	7,3×10 ⁻⁶	3100	42	79,4	1,1	0,014	1,00
k _{degSl}	2,67×10 ⁻⁷	8,36×10 ⁻⁹	3,65×10 ⁻⁶	500	500	61,1	6,7	0,15	0,27
K _{H25}	9,63×10 ⁻⁸	8,95×10 ⁻⁸	5,92×10 ⁻⁷	500	500	12,9	12,4	0,16	0,16

¹ Massan utsläppt ämne för beräkning av EP hämtas från grundfallet.

* Min- och maxvärden som är samma som grundvärdena i USEtox databas.

Tabell A.4.2. Känslighetsanalys av PestLCI med avseende på fysikaliska och kemiska parametrar.

	Grundvärde	Minvärde	Maxvärde	m _{luft,min} värde	m _{luft,max} värde	m _{ytvatten,min} värde	m _{ytvatten,max} värde	EP ¹ _{max} värde	EP ¹ _{min} värde
Glyfosat									
K _{OC}	6920	1,69×10 ⁻³	*6920	5,65×10 ⁻⁴	5,65×10 ⁻⁴	2,15×10 ⁻⁴	2,13×10 ⁻⁴	0,13	0,13
p _V	2,1×10 ⁻⁶	1,67×10 ⁻⁷	2,11×10 ⁻⁶	5,65×10 ⁻⁴	5,65×10 ⁻⁴	2,13×10 ⁻⁴	2,13×10 ⁻⁴	0,13	0,13
t _{½,SI}	47	30,27	70	5,65×10 ⁻⁴	5,65×10 ⁻⁴	2,05×10 ⁻⁴	2,18×10 ⁻⁴	0,13	0,054
Bentazon									
K _{OC}	5,3	*5,3	176	2,26×10 ⁻³	2,24×10 ⁻³	1,28×10 ⁻⁴	1,27×10 ⁻⁴	0,042	0,042
p _V	1,7×10 ⁻⁴	3,41×10 ⁻⁵	4,6×10 ⁻⁴	1,69×10 ⁻³	3,44×10 ⁻³	1,52×10 ⁻⁴	1,27×10 ⁻⁴	0,051	0,043
t _{½,SI}	45	6,7	102	2,16×10 ⁻³	2,27×10 ⁻³	8,44×10 ⁻⁵	1,33×10 ⁻⁴	0,044	0,033
Diflufenikan									
K _{OC}	1996	*1996	24300	2,83×10 ⁻⁴	2,83×10 ⁻⁴	1,04×10 ⁻⁶	8,75×10 ⁻⁸	0,0086	0,01
p _V	4,27×10 ⁻⁶	*4,25×10 ⁻⁶	*4,25×10 ⁻⁶	2,83×10 ⁻⁴	2,83×10 ⁻⁴	1,04×10 ⁻⁶	1,04×10 ⁻⁶	0,01	0,01
t _{½,SI}	141,8	44,3	356,48	2,83×10 ⁻⁴	2,83×10 ⁻⁴	2,83×10 ⁻⁴	1,05×10 ⁻⁶	0,01	0,35
Metamitron									
K _{OC}	77,7	50,04	142,7	2,17×10 ⁻³	2,17×10 ⁻³	3,45×10 ⁻⁴	1,73×10 ⁻⁴	0,11	0,20
p _V	7,44×10 ⁻⁷	*7,44×10 ⁻⁷	8,6×10 ⁻⁷	2,17×10 ⁻³	2,17×10 ⁻³	2,66×10 ⁻⁴	2,66×10 ⁻⁴	0,16	0,16
t _{½,SI}	19	2,2	44,5	2,17×10 ⁻³	2,17×10 ⁻³	7,1×10 ⁻⁵	2,94×10 ⁻⁴	0,17	0,063

¹ Karakteriseringsfaktorer för beräkning av EP hämtas från grundfallet.

* Min- och maxvärden som är samma som grundvärdena i PestLCI databas.

Tabell A.4.3. Ändringar i indata av bekämpningsmedlens fysikaliska och kemiska parametrar för att uppnå maximala EP.

	KF_{luft}	KF_{ytvatten}	m_{luft}	m_{ytvatten}	EP
Glyfosat	364,5	1100	$5,65 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$	0,45
Bentazon	13,6	250	$3,47 \times 10^{-3}$	$1,31 \times 10^{-4}$	0,080
Diflufenikan	86,5	1900	$2,83 \times 10^{-4}$	$1,01 \times 10^{-6}$	0,026
Metamitron	444	3200	$2,17 \times 10^{-3}$	$3,81 \times 10^{-4}$	2,18

Tabell A.4.4. Ändringar i indata av bekämpningsmedlens fysikaliska och kemiska parametrar för att uppnå minsta EP.

	KF_{luft}	KF_{ytvatten}	m_{luft}	m_{ytvatten}	EP
Glyfosat	2,4	510	$5,65 \times 10^{-4}$	$2,05 \times 10^{-4}$	0,11
Bentazon	0,2	24	$1,67 \times 10^{-3}$	$8,43 \times 10^{-5}$	0,0024
Diflufenikan	10,6	480	$2,83 \times 10^{-4}$	$8,82 \times 10^{-8}$	0,0030
Metamitron	0,5	42	$2,17 \times 10^{-3}$	$4,62 \times 10^{-5}$	0,0030