

# Miljöriskbedömning av Braån

- med avseende på den BT Kemi-typiska fenoxisyran MCPP

**Julia Nordström 2016**

MVEK02 Examensarbete för kandidatexamen 15 HP

Miljövetenskap | Lunds Universitet





**LUNDS**  
UNIVERSITET

Lunds Universitet

Miljövetenskaplig Utbildning  
CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning  
Ekologihuset  
223 62  
Lund 2016

Intern handledare:  
Lina Nikioleris, Biologi/CEC, Lunds Universitet

Foto omslagsbild: Skitterphoto, 2014

## Abstract

As things stand there are almost 24,500 risk classified contaminated sites in Sweden. One of the most well-known is the BT Kemi area in Scania. BT Kemi was an herbicide producing factory that in the 1970s buried a total of 1000 barrels containing toxic waste on their factory grounds. A few years later the toxins started to leach into soil and water. Today, 50 years later, the area is still polluted and toxic substances have spread to the adjacent river Braån. One of the BT Kemi toxins suggested to pose the biggest threat to Braån is the phenoxy acid MCPP.

The present study presents an environmental risk assessment with the aim to closer account for which risks MCPP possess to Braån. Also, possible effects caused by MCPP on aquatic organisms are described. The study shows that current concentrations of MCPP in Braån are not high enough to pose any risk to aquatic organisms ( $RQ = 0,016$ ). It is also shown that aquatic plants are the group of organisms that are most sensitive to MCPP. There is a possibility that the toxicity of MCPP increases in mixture with other impurities in the river. A lack of previous studies describing these kinds of effects motivates further investigations. Except from direct toxic effects consideration must be taken to that long-term exposure to pollutants can result in new characteristics of the organisms. Such adjustments may have led to that the organisms in Braån are not as successful as they were 50 years ago when it comes to characteristics such as reproduction and growth.

Finally, accounting for the risks associated to a contaminated site can be a helpful tool. Since restoring of a contaminated area requires a lot of time and money an environmental risk assessment is helpful when deciding which area should be prioritized.



# Innehåll

<b>1. Introduktion.....</b>	<b>1</b>
1.1 BT Kemi-området & Braån .....	2
1.2 Föroreningssituationen idag .....	3
1.3 MCPP .....	3
1.3.1 Toxisk verkan på målorganismer.....	4
1.3.2 Rörlighet i mark .....	4
1.3.3 Biologisk nedbrytning.....	5
1.3.4 Samverkansmekanismer .....	6
1.4 Projektet BT Kemi.....	7
1.5 Syfte.....	8
<b>2. Material och metod .....</b>	<b>9</b>
2.1 Litteraturstudie .....	9
2.2 Miljöriskbedömning .....	9
2.2.1 Beräkning av halttillskott i Braån från BT Kemi-området .....	12
<b>3. Resultat.....</b>	<b>15</b>
3.1 Toxiska effekter .....	15
3.2 Miljöriskbedömning .....	15
3.2.1 Halttillskott av MCPP till Braån från BT Kemi-området.....	16
<b>4. Diskussion .....</b>	<b>17</b>
4.1 Analys av utförda artkänslighetsfördelningar .....	17
4.2 Beräknad riskkvot.....	18
4.2.1 Hantering av ingående parametrar .....	18
4.2.2 Konsekvenser av lång exponeringstid .....	19
4.3 Motiv för vidare sanering av BT Kemi-området.....	20
4.3.1 Eventuella samverkansmekanismers inverkan på riskkvoten....	21

4.4 Miljöriskbedömning som beslutsunderlag .....	22
<b>5. Slutsats .....</b>	<b>23</b>
<b>6. Referenser .....</b>	<b>25</b>
Bilaga 1. ....	26

# 1. Introduktion

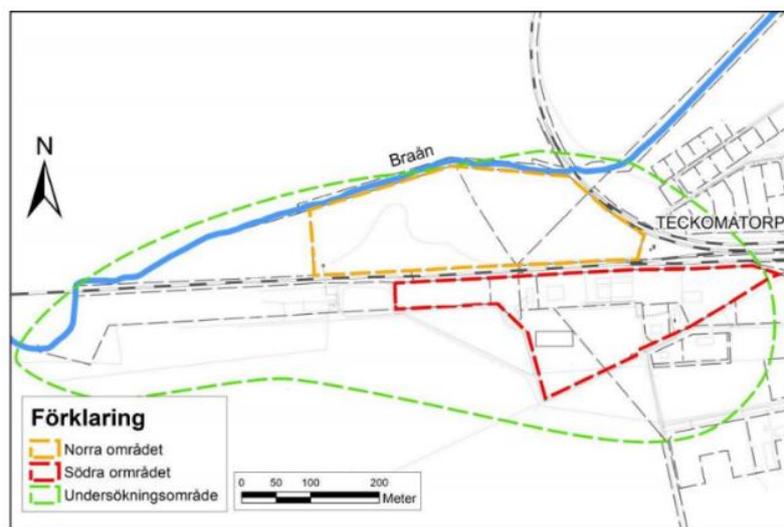
I dagsläget finns det nästintill 24 500 riskklassade förorenade områden i Sverige (Naturvårds-verket, 2016). Majoriteten av dessa områden har uppstått till följd av utsläpp från tidigare industrier (Naturvårdsverket, 2016), så även det omtalade BT Kemi-området i Teckomatorp (Mårald, 2001). BT Kemi är namnet på en fabrik som har gått till historien som platsen för Sveriges första miljöskandal (Mårald, 2001). I fabriken tillverkades växtgiftsmedel och sedan produktions-starten på 1960-talet har flertalet miljöskadliga ämnen läckt ut i mark och vatten på fabriksområdet (Ramböll, 2015a). Läckaget är främst ett resultat av att BT Kemi år 1971 beslutade om att tunnor innehållande restprodukter från växtgiftsframställningen skulle grävas ner i marken på området (Svalövs Kommun, 2012). En sådan hantering av restprodukter var på grund av kunskapsbrist, frånvaro av miljömedvetenhet (Vattenmyndigheten, 2010) samt bristfällig miljölagstiftning inget ovanligt vid denna tidpunkt (Mårald, 2001). Från BT Kemi:s produktion släpptes även tidvis förorenat vatten ut till den närbelägna Braån (Svalövs kommun, 2012). Följden blev att vattnet i ån förgiftades, något som bland annat upptäcktes av att odlingar vattnade med åvatten blev förstörda (Svalöv Kommun, 2012).

Mängder av klagomål från allmänheten gällande lukt från utsläppen och läckaget av kemikalier till Braån riktades mot fabriken, något som resulterade i införandet av nya miljökrav (Mårald, 2001). BT Kemi lyckades undvika och fördröja genomförandet av dessa krav (Mårald 2001) men år 1975 beslutade hälsovårdsnämnden ändå om att de nedgrävda tunnorna skulle grävas upp (Svalövs Kommun, 2012). En vanlig följd då tunnor deponeras genom nedgrävning i mark är att de fräts sönder (IAEA, 1997, Länsstyrelsen, 2013 & O'Brien et al., 1984,), vilket även var fallet för flera av BT Kemi:s tunnor (Svalövs Kommun, 2012). Analys av tunnornas innehåll visade att detta var giftigt (Svalövs Kommun, 2012). Upptäckten av gifttunnorna resulterade i BT Kemi:s konkurs och saneringsarbete påbörjades på området (Svalövs Kommun, 2012). Totalt grävdes 1000 tunnor upp och för att skydda omgivningen från föroreningarna anlades både dräneringsledningar och brunnar (Svalövs Kommun, 2012). Mark- och vattenprover togs under de två nästkommande decennierna men föroreningsgraden visade ingen positiv trend (Svalövs Kommun, 2012).

## 1.1 BT Kemi-området & Braån

BT Kemi-området är lokaliserat i västra Skåne och omfattas av två delområden: det norra och det södra. Dessa åtskiljs av järnvägen mellan Teckomatorp och Helsingborg (Figur 1) (Sweco Viak, 2004). BT Kemis lokaler för produktion, kemikalieförvaring samt färdiga produkter var belägna på det södra området och på det norra behandlades avloppsvatten och processavfall deponerades (Sweco Viak, 2004a).

Braån är ett 52 kilometer långt vattendrag (VISS, 2016) som rinner cirka 150 meter norr om den norra gränsen till det södra BT Kemi-området (Figur 1). Ån är den enda naturliga recipienten vid BT Kemi-området (Ramböll, 2015b) och är högerbiflod till Saxån (Fiskesjö, 1985). Efter sammanflödet med Saxån rinner vattendraget ut i bukten Lundåkra (Öresund) (Fiskesjö, 1985). Saxån-Braåns vattensystem har en varierad fiskfauna (Ekologgruppen, 2015). Undersökning av bottenfaunan i Braån har visat att ån är relativt likartad både upp- och nedströms BT Kemi-området och indikerar att ån håller höga artantal, inklusive flertalet renvatten- och syrgaskrävande arter (Ekologgruppen, 2006). För att förebygga att kontaminerat grundvatten från BT Kemi-området rinner ut i Braån finns idag ett dräneringssystem inom det norra området (Kemakta, 2009).



**Figur 1.** Översiktsskarta över BT Kemiområdet. Braån samt det norra och det södra BT Kemi-området är markerade. Källa: Ramböll, 2015b.

Dräneringsvattnet pumpas till en spillvattenledning som i sin tur transporterar vattnet till Landskrona avloppsreningsverk (Kemakta, 2009). Trots att en stor mängd förorenat vatten leds bort från området läcker kvarvarande föroreningar fortfarande ut i Braån. Med anledning av detta analyseras vatten-prover från ån kontinuerligt med avseende på bland annat BT Kemi-typiska ämnen så som fenoxisyror, klorfenoler, klorkresoler och dinoseb (Ramböll, 2015a).

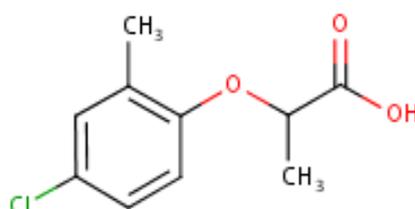
## **1.2 Föroreningssituationen idag**

Stora resurser har lagts på att sanera BT Kemi-området och arbetet med detta pågår än idag (Kemakta, 2016). Föroreningar från mark och grundvatten har kontinuerligt läckt till Braån, vilket har medfört att åvattnet idag är kontaminerat med flertalet BT Kemi-typiska ämnen (Ramböll, 2015a). De två föroreningar som förekommer i högst halter både i dräneringsvattnet på det norra området samt i grundvattnet i det södra är fenoxisyrorna MCPP och 4-CPP (Ramböll, 2015a). MCPP är en herbicid fenoxisyra och framställdes vid BT Kemi som komplement till fenoxisyrorna MCPA och 2,4-D (Ramböll, 2015a). 4-CPP framställdes inte för kommersiellt bruk vid BT Kemi (Ramböll, 2015a) utan tros vara en biprodukt som uppkommit vid framställningen av andra fenoxisyror eller en nedbrytningsprodukt (Milosevic et al., 2013). MCPP och 4-CPP anses vara de enda BT Kemi-typiska föroreningarna som har potential att påverka livet i ån negativt (Mottier et al., 2014 & Ramböll, 2015a). Då 4-CPP är en förhållandevis okänd förorening (Milosevic et al., 2013) är det svårt att skapa en fördjupad förståelse för vilka effekter detta ämne har i akvatisk miljö. Av denna anledning kommer denna studie avgränsas till att endast beröra MCPP, som är en mer väldokumenterad förorening (Cox, 2004, European Commission, 2003 & Mottier et al., 2013).

## **1.3 MCPP**

MCPP (Figur 2) är en herbicid fenoxisyra som introducerades i Sverige under slutet av 1950-talet för att kontrollera tvåhjärtbladiga ogräs (Ramböll, 2015a) och består av en blandning av två stereoisomerer, varav endast den ena innehar herbicid aktivitet (Fletcher et al., 1995). Ny teknik under 1980-talet gjorde det möjligt att framställa en herbicid med högre renhet (upp till 95 %) av den aktiva isomeren (U.S. EPA, 2007). Den nya produkten kom

att kallas mekoprop-p (MCP-p) och är för närvarande den enda variant av mekoprop som är godkänd i Sverige (Ramböll, 2015a).



**Figur 2.** MCP-p:s molekylstruktur. Källa: Toxnet, 2012

### 1.3.1 Toxisk verkan på målorganismer

MCP-p klassificeras som en ”måttligt toxisk pesticid” (WHO, 2010) och verkar genom att imitera naturligt förekommande hormoner, så kallade auxiner, som reglerar tillväxten hos växter (Cox, 2004). Bredbladiga växter som exponerats av MCP-p växer på ett långsträckt och förvrängt sätt, vilket resulterar i att plantan kollapsar, vissnar och dör efter ungefär en veckas tid (Cox, 2004).

### 1.3.2 Rörlighet i mark

En faktor som avgör en substans rörlighet i mark är dess oktanol-vatten koefficient ( $K_{ow}$ ) (Walker et al., 2012). MCP-p är en polär substans med ett lågt  $K_{ow}$  på -0,19, vilket indikerar brist på förmåga att bioackumulera och att adsorbera till mark (Mottier et al., 2013 & PPDB, 2016). Detta innebär att MCP-p har lätt för att läcka från marken och spridas till yt- och grundvatten (Harrison et al., 2003). Fenoxisyror är svaga syror, vilket innebär att pH spelar stor roll för hur dessa ämnen rör sig i marken (Sweco Viak, 2004a). Om pH överstiger ett visst värde dissocieras syrans OH-grupp och ämnet uppträder i jonform, vilket ökar rörligheten i jord markant (Sweco Viak, 2004b). Den pH-grad vid vilket hälften av ett ämne är dissocierat kallas pKa (Settimo et al., 2013). MCP-p:s pKa är 3,78 (Toxnet, 2012) vilket ligger under de pH-värden som normalt uppmäts i jordar (SLU, 2007) vilket innebär att denna förorening har hög mobilitet i jord.

Att MCP-p innehar de ovannämnda egenskaperna resulterar i att denna förorening lätt kan spridas till Braån. Från BT Kemi-området till Braån kan

lätttrörliga föroreningar spridas via: grundvatten, spill- och dagvattenledningar, äldre ledningar och konstruktioner samt via ytavrinning (Kemakta, 2011).

### **1.3.3 Biologisk nedbrytning**

För att kunna förutspå hur länge en kemisk förorening kommer att finnas kvar i mark eller vatten krävs kunskap om det aktuella ämnets nedbrytningsmekanism (Toräng et al., 2003). MCPP är en organisk biologiskt nedbrytbar förorening vars nedbrytningsprodukt benämns 2,4-MCP (PPDB, 2016). Både MCPP och 2,4-MCP tillhör herbicidfamiljen klorfenoler, en grupp föreningar välkända för att vara svåra att avlägsna från miljön (Kemakta, 2016). Klorfenoler uppvisar lång halveringstid i vatten och syrefattiga miljöer, framförallt vid höga förorenings-nivåer (Pera-Titus et al., 2004).

Enligt en tidigare studie i ytvatten utförd av Vink och VanderZee (1997) varierar MCPP:s halveringstid kraftigt: från 3 till 1400 dagar. Vidare pekar studien på att det främst är vattnets sammansättning som avgör nedbrytningshastigheten och att närvaron av lättillgängligt kväve ökar metabolismen (Vink & VanderZee, 1997). Detta tros förklaras av att kvävet är nödvändigt för att bibehålla respirationsprocesser vid en optimal hastighet och därmed korrelerar med mikrobiell aktivitet och nedbrytningshastighet (Cook & Hütter, 1981 & Morris & Lewis, 1992). Även storleken på det hydrologiska system i vilket herbiciden förekommer förmodas spela roll för nedbrytningshastigheten, vilken har visats öka i små system så som fältdiken och kanaler (Vink & VanderZee, 1997). Stora vattendrag, till exempel huvudurladdningskanaler eller sjöar, tycks öka pesticidens uthållighet (Vink & VanderZee, 1997). Förhållandet mellan hydrologi och transformation förklaras här av att de mikroorganismer som har förmåga att metabolisera pesticider förekommer i vattenpelaren som suspenderade kolonier och som biofilmer (Lewis & Gattie, 1988). Biofilmer är komplexa samhällen av olika mikroorganismer som sitter på ytor i vattnet så som stenar, sediment och makrofyter (Lewis & Gattie, 1988). Sådana typer av samhällen förekommer främst i diken och andra grunda system. Av denna anledning har slutsatsen dragits att deras bidrag till den totala nedbrytningen i djupa eller turbulenta ekosystem kan vara obetydlig (Lewis & Gattie, 1988).

I jämförelse med MCPP är informationen om nedbrytningsprodukten 2,4-MCPs toxicitet bristfällig. Identifierad toxicitetsdata för 2,4-MCP antyder dock att denna substans är upp till 100 gånger mer toxisk än sin ursprungs-

herbucid (PPDB, 2016). 2,4-MCP har även förmåga att bioackumulera i akvatiska organismer (Mottier et al., 2013) men det finns inga dokumentationer om att 2,4-MCP skulle ha påvisats i analyser av vatten- eller jordprover på BT Kemi-området (Kemakta, 2016 & Ramböll, 2015a).

### 1.3.4 Samverkansmekanismer

I en naturlig miljö exponeras organismer ofta för komplexa blandningar av föroreningar och det är relativt ovanligt att hitta en enskild förorening som dominerar över alla andra (Walker et al., 2012). När flera toxiska ämnen uppträder tillsammans kan olika typer av samverkans-mekanismer påvisas mellan dessa som påverkar blandningens totala toxicitet. Sådana effekter delas in enligt följande: additiva effekter, synergism eller antagonism (Walker et al., 2012). Additiva effekter är sådana där toxiciteten för en blandning producerar en effekt som är lika stor som summan av de enskilda komponenternas effekter (Wang et al., 2011). Synergism däremot är sådana fall där en komponent i sig själv inte förekommer i tillräckligt hög nivå för att orsaka toxisk effekt men har förmågan att höja toxiciteten av en annan komponent (Wang et al., 2011). Antagonism är motsatsen till synergism och den toxiska effekten blir då lägre än summan av respektive komponents toxicitet (Wang et al., 2011).

Flera bekämpningsmedel har påvisats i vattenprover från Braån inklusive ett antal som inte direkt kan kopplas till BT Kemis verksamhet (Tabell 1).

**Tabell 1.** Uppmätt max- och medelhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) vid provpunkt Braån C av de föroreningar som under perioden 2009-2013 förekom där med högst frekvens samt antalet analyser som gjorts för respektive förorening. Ämnen markerade med \* går att koppla till BT-Kemis produktion. Källa: Ramböll, 2015a.

Ämne	Antal	Andel	Max	Medel ( $\mu\text{g/l}$ )
<b>Bentazon</b>	48	94	0,71	0,08
<b>MCP*</b>	60	85	0,40	0,08
<b>Kvinmerak</b>	48	85	3,1	0,17
<b>Isoproturon</b>	48	79	0,24	0,04
<b>4-CPP*</b>	60	53	0,19	0,03
<b>Metamitron</b>	48	50	16	0,60
<b>MCPA*</b>	60	40	1,5	0,08
<b>Glyfosat</b>	-	-	-	0,12

Kombinationen MCPP och glyfosat har uppvisat signifikant additiv toxisk effekt hos vattenalgen andmat (*Lemna minor*) (Cedergreen et al., 2006). Vattenprover från Braån har inte analyserats med avseende på glyfosat. Då glyfosat är en herbicid som förekommer frekvent i Saxån antas dock denna förorening förekomma i motsvarande halter i Braån (Ramböll, 2015a). 2,4-D är en fenoxisyra som framställdes vid BT Kemi (Ramböll, 2015a), vars medelhalt i Braån är 0,00002 mg/l (Ramböll, 2015a). MCPP tillsammans med 2,4-D kan uppvisa synergistisk effekt på hastigheten för förlängning av hyferna hos tre olika hyfomyceter samt på sporulering för en fjärde (Fisher et al., 2009). De fyra svamparna verkar dock inte påverkas allvarligt av miljömässigt relevanta koncentrationer av dessa ämnen (Fisher et al., 2009). Synergistisk effekt har emellertid även påvisats då örten våtarv (*Stellaria media*) exponerats för en blandning av mekoprop och herbiciden ioxynil (Merritt et al., 1985).

## 1.4 Projektet BT Kemi

BT Kemi-området har sedan 1970-talet omfattats av saneringsåtgärder, miljöriskbedömningar, miljökontroller och provtagningar (Ramböll, 2015a). Den huvudstudie som kom att agera underlag för hur området slutligen skulle hanteras och efterbehandlas stod dock först klar år 2004 (Sweco Viak, 2004a). Studien från år 2004 var startskottet till det eftersaneringsarbete som pågår än idag (Svalövs Kommun, 2012). Det norra BT Kemi-området har som ett steg i saneringen omvandlats till rekreationsområde (Sweco Environment AB, 2011). Tanken var att efterbehandlingsåtgärder även skulle utföras på det södra området. Åtgärdsförberedande undersökningar visade emellertid att förorenings-situationen på detta område var betydligt mer komplicerad och omfattande än vad man tidigare trott (Sweco Environment AB, 2011). Med anledning av detta beslutades att en särskild huvudstudie samt en förnyad miljöriskbedömning skulle genomföras för det södra området innan efterbehandlingsarbetet kunde påbörjas (Sweco Environment AB, 2011). Den nya miljöriskbedömningen stod klar i april 2016 och syftar till att avgöra vilken risk som kan kopplas till de kvarvarande föroreningarna samt vilket åtgärdsbehov som finns för att klara de uppställda åtgärdsmålen (Kemakta, 2016).

## 1.5 Syfte

Syftet med denna studie är att agera komplement till tidigare miljörisksbedömning av Braån genom att bidra med fördjupad kunskap om fenoxisyran MCPP samt en beskrivning av denna förorenings potentiella effekter i Braån. Studien syftar även till att genom miljörisksbedömning och utvärdering av eventuella samverkansmekanismer och spridningsvägar för MCPP redogöra för om dagens föroreningsnivåer är tillräckligt höga för att påverka det akvatiska livet i ån negativt. För att fullfölja syftet med denna studie kommer fokus att ligga på att besvara följande tre frågeställningar:

- (i) Vilka toxiska effekter kan MCPP uppvisa i akvatisk miljö och hur stor är risken för att sådana effekter påvisas i Braån?
- (ii) Hur påverkar spridning av kvarvarande föroreningar från BT Kemi-området till Braån risken för negativa effekter i ån?
- (iii) Finns det några samverkansmekanismer mellan MCPP och andra bekämpnings-medel som påvisats i Braån?

## 2. Material och metod

### 2.1 Litteraturstudie

För att samla tillgänglig toxicitetsdata om MCPP gjordes sökningar i webbdatabasen *Web of Knowledge* (<http://isiknowledge.com>) (Tabell 2). Sökningarna genomfördes under april 2016. Respektive träfflista sorterades utifrån relevans med hjälp av databasens sorteringsverktyg. Sortering utifrån relevans innebär att träffarna sorteras på ett sådant sätt att de artiklar som bäst relaterar till de använda sökorden hamnar överst. De artiklar vars titel eller abstract signalerade att artikeln syftar till att redogöra för MCPP:s toxiska effekter valdes därefter ut, studerades och inkluderades.

**Tabell 2.** De sökord som använts i webbdatabasen Web of Knowledge med syfte att insamla toxicitetsdata om MCPP samt hur de kombinerades, antal sökträffar för respektive sökning samt hur många källor som valdes ut och lästes (exklusive dubletter).

<u>Sökord i Web of Knowledge</u>						Antal träffar	Utvalda artiklar		
<b>MCPP</b>	OR	<b>Mecoprop</b>	AND	<b>Marine</b>	OR	<b>Aquatic*</b>	100	7	
AND									
<b>Tox*</b>	OR	<b>Ecotox*</b>	AND	<b>EC<sub>50</sub></b>				4	2
OR									
<b>Risk</b>	AND	<b>Assessment</b>	OR	<b>Analysis</b>				12	2

Toxicitetsdata inhämtades även från webbaserade pesticiddatabaser. De databaser som nyttjades i denna studie var Pesticide Properties Data Base, PAN Pesticide Database och Pesticide Ecotoxicity Data Base.

### 2.2 Miljöriskbedömning

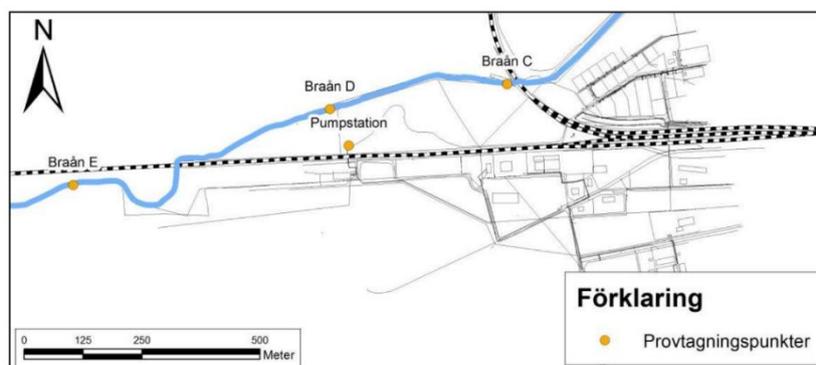
I denna studie antas en miljöriskbedömning vara en värdering av risken för negativa effekter på mikroorganismer, djur och växter i Braån orsakade av fenoxisyran MCPP. Vidare definieras en risk i denna studie som en kombination av sannolikheten och allvarlighetsgraden av att en substans, aktivitet eller process orsakar skada (Lofstedt, 2011). Alla beräkningar i miljöriskbedömningen utfördes i @Risk, där alla simuleringarna är av

Monte Carlo typ (Palisade, 2016). Dessa simuleringar visar med vilken sannolikhet en viss händelse kommer att inträffa (Palisade, 2016). Risken karakteriseras av

$$RQ \text{ (risk quotient)} = \frac{MEC \text{ (measured environmental concentration)}}{PNEC \text{ (predicted no effect concentration)}} \quad (1)$$

där RQ är riskkvoten, MEC är uppmätt MCPP koncentration i Braån och PNEC är den koncentration MCPP som förväntas vara säker för organismerna i ån. En riskkvot (ekv. 1) som överstiger 1 signalerar en oacceptabel risknivå och att åtgärder bör vidtas för att minska exponeringen. En ökad riskkvot innebär en ökad risk.

MEC utgörs i denna studie av en uniform distribution i vilken den vanligast förekommande koncentrationen av MCPP i Braån representerar det lägsta värdet och den högst uppmätta koncentrationen representerar det högsta. MEC baseras på data från vattenprover presenterade i tidigare riskbedömning av Braån (Ramböll, 2015a). Provtagningar av Braåns ytvatten har sedan länge tagits regelbundet vid tre olika provpunkter vid BT Kemiområdet, en uppströms (Braån C) och två nedströms (Braån D & Braån E) (Figur 3).



**Figur 3.** Provtagningspunkter för mätning av förorening i ytvatten i Braån.

MCPP har förekommit i samtliga provpunkter vid flertalet tillfällen och med ungefär samma frekvens (Sweco Environment AB, 2013). I den följande riskanalysen användes dock endast uppmätta miljökoncentrationer från provpunkt Braån D. Detta med anledning av att vattnet vid Braån E till stor del påverkas av föroreningar som inte härstammar från BT Kemi samt att

uppmätt medel- och maxhalt var lägre vid Braån C än vid Braån D (Sweco Environment AB, 2013).

För att uppskatta PNEC genomfördes sex skilda artkänslighetsfördelningar (SSD:s). En SSD är en statistisk distribution som beskriver variationen av respons för olika arter till en förening (Posthuma et al., 2001). I den följande riskbedömningen utformades SSD baserat på toxicitetsdata från både kroniska och akuta ekotoxikologiska tester på 18 olika arter från varierande trofiska nivåer (Bilaga 1). I testerna har mätningar av tillväxt, cellproduktion, biomassa, klorofyll, reproduktion, födointag samt immobilitet och dödlighet genomförts. Datasetet på vilket artkänslighetsfördelningarna baserades utgjordes av data från tre olika typer av tester eller så kallade ”end points”: den högsta uppmätta koncentrationen utan observerad effekt hos testorganismerna (NOEC, no observed effect concentration), den lägsta uppmätta koncentrationen med observerad effekt hos testorganismerna (LOEC, lowest observed effect concentration) samt den koncentration som ger effekt på X % av den studerade populationen (EC<sub>x</sub>, effective concentration). Fem olika fördelningar gjordes varav fyra baserades på toxicitetsdata från ekotoxikologiska tester på arter från olika trofiska nivåer (alger/akvatiska växter/zooplankton/fiskar & blötdjur) och en baserades på data från kroniska toxicitetstester (urval enligt Tabell 3).

**Tabell 3.** Uppskattning av hur lång exponeringstid (timmar (h) eller dagar (d)) som krävs innan kroniska effekter kan påvisas hos alger, högre akvatiska växter, kräftdjur, fiskar samt blötdjur.

Organismgrupp	Exponeringstid
Alger	≥ 72 h
Högre akvatiska växter	≥ 96 h
Kräftdjur	≥ 7 d
Fiskar + Blötdjur	≥ 21 d

En linjär regression passades till datapunkterna i respektive SSD och PNEC beräknades för den koncentration där 95 % av arterna uppskattas opåverkade av MCPP (HC<sub>5</sub>-värde). Det lägsta av de erhållna HC<sub>5</sub>-värdena valdes därefter ut och baserat på detta värde tillsammans med en säkerhetsfaktor på 100 utformades en uniform distribution för PNEC. Detta innebär att PNEC baserades på HC<sub>5</sub>-värdet för den känsligaste organismgruppen i Braån.

### 2.2.1 Beräkning av halttillskott i Braån från BT Kemi-området

I miljöriskbedömningen måste hänsyn tas till att det fortfarande finns kvar halter av MCPP på BT Kemi-området som kan spridas till Braån. Det finns ett flertal spridningsvägar (Kemakta, 2011) och därför är det problematiskt att göra en bedömning av samtligt läckage. Av denna anledning kommer fokus i denna studie ligga på att undersöka spridning av MCPP via dränerings- och grundvatten då dessa två spridningsvägar ändå uppskattas ge en samlad bild av potentiellt läckage från området. Nedan presenteras en beräkning av vilket halttillskott som skulle ske till Braån från BT Kemi-området under förutsättning att både det södra och det norra området dräneras fullt ut via grundvatten till ån. Beräkningarna inkluderar alltså inte pumpning eller avledning av dräneringsvatten utanför Braåns tillrinningsområde. I beräkningen förutsätts även att ingen naturlig nedbrytning av MCPP sker i jordlager och grundvatten. Den metod som använts har presenterats i tidigare riskbedömning för Braån (Ramböll, 2015a).

Halttillskottet beräknas genom att multiplicera medelhalten MCPP inom det norra respektive det södra området med ett bedömt grundvattenflöde från respektive område (Tabell 4). Medelhalten användes för att göra en miljöriskbedömning på kroniska effekter. Grundvattenflödet motsvaras av grundvattenbildningen inom respektive delområde, vilken antas vara proportionell mot områdets storlek. Det södra områdets yta är tre hektar och det norra sex hektar. Haltökningen i Braån bestäms av flödet i ån, vilket motsvarar avrinningen inom avrinningsområdet uppströms BT Kemi-området, en yta på 8200 hektar. Genom att anta att förhållandet mellan avrinning av grundvatten från BT Kemi-området och flödet i ån är konstant uppgår utspädningen till kvoten mellan ytan för respektive delområde och avrinningsområdets yta uppströms BT Kemi-området enligt ekvation (2) och (3):

$$\text{Utspädning Södra området} = \frac{A_{SO}}{A_{TOT}} = \frac{3}{8200} = \frac{1}{2700} \quad (2)$$

$$\text{Utspädning Norra området} = \frac{A_{NO}}{A_{TOT}} = \frac{6}{8200} = \frac{1}{1400} \quad (3)$$

**Tabell 4.** Påvisade medelhalter MCPP i grundvattnet (södra BT Kemi-området) perioden 2009-2013 samt i dräneringsvattnet (norra BT Kemi-området) perioden 2010-2014 och beräknad utspädning för respektive område. Även grundvattenflöde och halttillskott från vardera område och det totala halttillskottet av MCPP från det norra och det södra området till Braån. Källa: Ramböll, 2015a.

Ämne	Medelhalt (mg/l)	Utspädning (Ekv. 2 & 3)	Halttillskott (mg/l) (medel · utspädning)	Totalt halttillskott (mg/l)
MCPP*	0,176	1/2700	$0,065 \cdot 10^{-3}$	$0,27 \cdot 10^{-3}$
MCPP**	0,283	1/1400	$0,20 \cdot 10^{-3}$	

\* = Påvisad i grundvattnet inom det södra BT Kemi-området under perioden 2009-2013

\*\* = Påvisad i dräneringsvattnet från det norra BT Kemi-området under perioden 2010-2014

Genom att dividera det totala halttillskottet med den koncentration som föreslås påverka endast 5 % av organismerna i ån (PNEC) kan riskkvotsökningen beräknas.



## 3. Resultat

### 3.1 Toxiska effekter

Resultatet tyder på att MCPP är toxiskt för ett flertal akvatiska organismer (Bilaga 1). Vilken effekt MCPP orsakar varierar beroende på vilken typ av organism som exponeras (Tabell 5). Resultatet indikerar även att kroniska effekter kan uppstå bland samtliga av de undersökta organismgrupperna vid MCPP-koncentrationer mellan 5,1–10 mg/l (Tabell 5).

**Tabell 5.** Olika effekter påvisade hos vattenlevande organismer efter kronisk exponering av MCPP. De, enligt denna studie, lägsta koncentrationer vid vilka dessa effekter har påvisats samt typ av mätning som genomförts i respektive test. Baserad på Bilaga 1.

Organismer	Effekt	Konc (mg/l)	Mätning	Referens
<i>Alger</i>	Tillväxt	115	EC <sub>50</sub>	ICPR, 2009
	Cellproduktion	220	EC <sub>50</sub>	ICPR, 2009
	Biomassa	237	EC <sub>50</sub>	ICPR, 2009
	Förekomst	10	EC <sub>50</sub>	PAN, 2014
<i>Akvatiska växter</i>	Tillväxt	6,0	EC <sub>50</sub>	Nitschke et al., 1999
	Klorofyll	6,3	EC <sub>50</sub>	Kirby & Sheahan, 1994
	Förekomst	5,1	EC <sub>50</sub>	Kirby & Sheahan, 1994
	Biomassa	6,0	EC <sub>50</sub>	PPDB, 2016
<i>Kräftdjur</i>	Reproduktion	10	LOEC	Matsumoto, 2009

### 3.2 Miljöriskbedömning

Artkänslighetsfördelningarna (Tabell 6) indikerar att akvatiska växter den organismgrupp som är mest känslig för exponering av MCPP med ett HC<sub>5</sub> på 0,1 mg/l. Fördelningarna tyder även på att den minst känsliga organismgruppen är kräftdjur (HC<sub>5</sub> = 5,5 mg/l) (Tabell 6). Datasetet på vilket fördelningarna baserades redovisas i Bilaga 1.

**Tabell 6.** HC<sub>5</sub>-värden (mg/l) erhållna från linjär regression som passats till 22, 14, 29, 11, respektive 56 testdata samt tillhörande konfidensintervall (CL). Data baseras på ekotoxikologiska tester där olika akvatiska organismgrupper exponerats för MCPP. HC<sub>5</sub> för kronisk effekt baseras på kronisk ekotoxicitetsdata från samtliga organismgrupper.

	Alger	Växter	Kräftdjur	Fisk + Blötdjur	Kronisk effekt
HC <sub>5</sub> (mg/l)	3,2	0,1	5,5	0,43	0,8
CL <sub>1</sub>	0,8	0,02	2,6	0,0	0,2
CL <sub>2</sub>	10	0,4	11	53	3,5
# Tester	22	14	29	11	56

Enligt den utförda miljöriskbedömningen utgör MCPP en mycket låg risk för akvatiska organismer i Braån ( $RQ < 1$ ) (Tabell 7).

**Tabell 7.** Resultat från miljöriskbedömning av Braån med avseende på fenoxisyran MCPP vilket inkluderar distributioner för MEC (measured environmental concentration)- och PNEC (predicted no effect concentration)-värden samt beräknad riskkvot (RQ) och standardavvikelse (std).

MEC (distribution)	PNEC (distribution)	RQ (ekv. 1) ± std
Uniform (0,0001;0,00063)	Uniform (0,01;0,1)	0,009 ± 0,008

### 3.2.1 Halttillskott av MCPP till Braån från BT Kemi-området

Utsläpp av MCPP till Braån via grund- och dräneringsvatten från BT Kemi-området enligt antaganden leder till en ökning av riskkvoten i Braån med 0,007 (Tabell 8). Detta resulterar i en total riskkvot för Braån  $0,016 \pm 0,01$  (Tabell 8). Ett sådant halttillskott förväntas höja riskkvoten vid provtagningspunkt Braån D med nästintill 80 % jämfört med den riskkvot som redan råder. RQ är dock fortfarande  $< 1$ , vilket indikerar låg risk trots halttillskottet. Av det totala halttillskottet av MCPP härstammar 74 % från det norra området (Tabell 4).

**Tabell 8.** Totalt halttillskott MCPP från det norra- och det södra BT Kemi-området till Braån samt vilken förhöjning av RQ detta tillskott resulterar i inklusive standardavvikelse (std).

Ämne	Halttillskott (mg/l)	RQ (ekv. 1) ± std	Förhöjning RQ ± std	Summa RQ ± std
MCPP	$0,27 \cdot 10^{-3}$	0,009 ± 0,008	0,007 ± 0,005	0,016 ± 0,01

## 4. Diskussion

### 4.1 Analys av utförda artkänslighetsfördelningar

MCPP har potential att orsaka ett flertal olika toxiska effekter på vattenlevande organismer (Tabell 5). Herbicider är utformade för att döda oönskade växter (Cedergreen & Streibig, 2005) och därför förväntas de mest känsliga grupperna av akvatiska organismer vara växter och alger. MCPP följer teorin delvis enligt denna studie (Tabell 6). Resultatet visar att akvatiska växter är den organismgrupp som är mest känslig för kronisk exponering av MCPP, till skillnad mot alger som erhöll det näst högsta HC<sub>5</sub>-värdet (Tabell 6). En möjlig förklaring till denna avvikelse från teorin är att för akvatiska växter baserades artkänslighetsfördelningen endast på kronisk toxicitetsdata medan både kronisk och akut toxicitetsdata användes för alger (Bilaga 1). Ju längre en organism blir exponerad för en förorening desto lägre koncentration krävs för att ge negativ effekt (Walker et al., 2012). Det innebär att HC<sub>5</sub> blir lägre ju mer kronisk toxicitetsdata som inkluderas i artkänslighetsfördelningen. Lägsta uppmätta koncentrationer för olika kroniska toxiska effekter visar dock tydligt att det krävs betydligt lägre koncentrationer MCPP för att orsaka kroniska effekter hos akvatiska växter än hos alger (Tabell 5). Att akvatiska växter skulle vara mer känsliga mot MCPP än alger har även visat sig vid jämförelse mellan grönalgen *P. subcapitata* och den akvatiska makrofyten *Lemna minor* när dessa exponerades för tio olika herbicider (Cedergreen & Streibig, 2005). Studiens resultat indikerar att syntetiska auxiner nästintill saknar toxicitet för encelliga alger samt att herbicider som karakteriserats som svaga syror är upp till tusen gånger mer toxiska för *Lemna minor* än för *P. subcapitata* (Cedergreen & Streibig, 2005).

Akvatiska växter spelar en central roll i akvatiska ekosystems funktion, bland annat genom att stabilisera sediment, påverka flödes hastighet och näringsupptag samt agera tillflyktsort för insekter, kräftdjur och fisk (Sand-Jensen, 1997 & Wetzel, 1983). MCPP kan bland annat påverka akvatiska växters biomassa (ICPR, 2009), vilket innebär att kvalitén på bladen som näringskälla minskar. MCPP exponering skulle följaktligen kunna orsaka indirekta effekter på de organismer som föder på akvatiska växter. Att Braån håller höga artantal (Ekologgruppen, 2006) indikerar dock antingen att de akvatiska växternas biomassa är opåverkad eller att det finns gott om föda

så att minskad biomassa inte har negativ effekt. Vissa arter, exempelvis kräftdjur (*Gammarus psetuolimnaeus*) har utvecklat förmågan att skilja på exponerade och icke exponerade blad, dock först vid relativt höga koncentrationer av MCPP (1-3 g/l) (Birmingham et al., 1998).

## 4.2 Beräknad riskkvot

Kroniska effekter orsakade av MCPP kan uppstå hos vattenlevande organismer inom intervallet 5,1–10 mg/l MCPP (Tabell 5). Så pass höga halter har aldrig uppmätts i Braån, inte ens vid enstaka tillfällen (Ramböll, 2015a). Som väntat indikerar därför den beräknade riskkvoten för Braån (Tabell 7) att det inte finns någon risk för att MCPP orsakar negativa effekter på vattenlevande organismer i ån. Trots ett konservativt förhållningssätt i miljöriskbedömningen med avseende både på MEC och på PNEC uppgår riskkvoten endast till 0,0009 (Tabell 7). Då halttillskott från BT Kemiområdet inkluderas till riskkvoten stiger denna med 80 % till 0,016 (Tabell 8) men även detta värde ligger under någon risk.

### 4.2.1 Hantering av ingående parametrar

Då halttillskottet beräknades gjordes vissa antaganden om spridningen av MCPP till Braån. Samtliga spridningsvägar inkluderades inte vilket kan ha resulterat i en underskattad riskkvot. Å andra sidan gjordes antaganden om att 100 % av all MCPP i grund- och dräneringsvatten skulle spridas till Braån och hänsyn togs därmed inte till eventuell nedbrytning av MCPP, vilket kan ha lett till en överskattad riskkvot. Dessutom sker sannolikt en än större utspädning i ån på grund av nederbörd, att exkludera denna parameter resulterar troligtvis också i att risken överskattats.

Ovan presenterade antaganden illustrerar tydligt att det finns många parametrar som påverkar det slutgiltiga resultatet i en miljöriskbedömning. Enligt Öberg (2009) bör osäkerheter så långt som möjligt hanteras och karakteriseras. I denna studie hanteras osäkerheter genom att så långt som möjligt göra konservativa antaganden. Detta anses här vara att rekommendera framför motsatsen för att inte underskatta risken i Braån. Även en överskattning av risken kan dock ge negativa konsekvenser då detta kan leda till att stora resurser läggs på ”onödiga” åtgärder. Då riskkvoten är långt under 1 trots ett konservativt förhållningssätt, så som i denna studie, styrks dock resultatet. Den beräknade riskkvoten i denna studie är dessutom mycket lik den som beräknats i tidigare riskbedömning (Ramböll, 2015a),

om än något högre (0,016 jämfört med 0,013), vilket styrker resultatet ytterligare.

#### **4.2.2 Konsekvenser av lång exponeringstid**

Trots att den beräknade riskkvoten för Braån relaterat till dagens föroreningsnivåer ligger långt under 1 måste hänsyn tas till att ån är ett ekosystem som har utsatts för förorening under snart 50 års tid (Svalövs Kommun, 2012). Ekotoxikologiska tester för att undersöka kroniska effekter utförs ofta under en kortare period (Bilaga 1) och en lång exponeringstid kan resultera i att akvatiska organismer utvecklar en ökad motståndskraft mot föroreningar på plats (Nacci et al., 2008). En sådan utveckling skulle innebära att det krävs än högre koncentrationer av MCPP i Braån för att orsaka synlig negativ effekt på dagens akvatiska samhälle i jämförelse med de standardiserade ekotoxikologiska testerna. En så pass lång exponeringstid skulle också kunna ha resulterat i att artsammansättningen i ån har förändrats på ett sådant sätt att de känsligaste arterna kan ha försvunnit helt och lämnat plats åt andra organismer som är mer toleranta mot MCPP. Effekterna av långtidsexponeringen kan även ha resulterat i att de mikrobiella samhällena i ytvattnet har utvecklat förmåga att accelerera nedbrytningen av MCPP då koncentrationerna av denna förorening ökar. Denna typ av anpassning förekommer i jord (Fournier et al., 1981, Soulas et al., 1983 & Robertson & Alexander, 1994) men det finns inga studier som vare sig stödjer eller motbevisar denna effekt i ytvatten (Vink, 1997). Om en sådan anpassning uppstått i Braån innebär det att uppehållstiden för MCPP i ån förkortas.

Eventuella anpassningar enligt ovan skulle innebära att Braåns ekosystem kan hantera exponering av MCPP bättre idag än för 50 år sedan. Men sådana nya egenskaper så som till exempel ökad nedbrytningsförmåga är mycket energikrävande för organismerna (Walker et al., 2012). Detta på bekostnad av ökad reproduktion och tillväxt (Walker et al., 2012). Att MCPP blir ”mindre toxiskt” för dessa organismer kan alltså innebära att organismerna blir mindre framgångsrika på andra plan. En sådan avvägning kan även innebära att organismernas skydd mot predatorer försämras (Walker et al., 2012), vilket leder till ökad dödlighet.

Förutom dessa potentiella anpassningar kan dock nedbrytningshastigheten i Braån påverkas av andra faktorer. Små och kväverika vattendrag verkar nämligen bidra till ökad nedbrytningshastighet av

herbicer (Vink & VanderZee, 1997). Då Braån är ett relativt litet och kväverikt vattendrag (Ekologgruppen, 2015) förmodas därmed nedbrytningshastigheten av MCPP i ån vara högre än normalt.

### **4.3 Motiv för vidare sanering av BT Kemi-området**

Om den förorening som idag anses ha störst potential att påverka Braån negativt inte utgör någon risk, hur är det då möjligt att motivera vidare sanering av södra området bland annat genom att påstå att det skyddar Braån?

Ett av målen på BT Kemi-området just nu är att pumpningen av dräneringsvatten inom det norra området ska kunna avslutas och att grundvattnet istället ska dränera direkt mot Braån (Ramböll, 2015a). Enligt den riskkvotsberäkning som genomförts i denna studie kommer dock inte riskkvoten för Braån överstiga 1 även om det vatten som nu dräneras släpps ut direkt till Braån (Tabell 8). Däremot kommer både medel- och maxhalt MCPP i ån att öka om dräneringsvattnet släpps ut direkt i ån (Kemakta, 2016), något som bör undvikas. I tidigare rapporter har dessutom höga halter MCPP uppmätts i ån vid enstaka provtagningstillfällen (Kemakta, 2011). Dessa halter tros ha uppkommit till följd av perioder med kraftig nederbörd som resulterat i ökade utströmningar i ledningssystem samt snabb transport av föroreningar ut i Braån (Kemakta, 2011). Genom att sanera området från rörliga föroreningar går det att undvika att tillfälligt höga halter orsakar akuta effekter hos organismer i ån.

Vidare sanering motiveras även av att MCPP inte är den enda föroreningen med potential att skada akvatiska organismer i Braån. MCPP:s nedbrytningsprodukt 2,4-MCP har visat sig vara upp till 100 gånger mer toxiskt än sin ursprungsherbicid (PPDB, 2016) och fenoxisyran 4-CPP har tidigare bedömts ha potential att påverka livet i ån negativt (Ramböll, 2015a). Båda dessa föroreningar är dock relativt okända och ekotoxikologisk data är undermålig för eventuell riskbedömning. Det finns väldokumenterat att 4-CPP frekvent har förekommit i Braån men någon information om att 2,4-MCP skulle ha påvisats i ån har inte presenterats i tidigare riskbedömning (Ramböll, 2015a). Att 2,4-MCP inte förekommer till någon grad i Braån är inte sannolikt. Detta med tanke på ämnets långa nedbrytningstid (Kemakta, 2016) samt det faktum att det är en nedbrytningsprodukt till MCPP, ett ämne som frekvent återfunnits i ån under

en lång period (Ramböll, 2015a). Det kan vara så att vattnet i Braån inte har analyserats med avseende på denna förorening. Om detta är fallet bör analyser av vattenprover med avseende på 2,4-MCP utfärdas snarast. Förutom 2,4-MCP:s relativt höga toxicitet motiveras detta även av ämnets förmåga att bioackumulera i vattenlevande organismer (PPDB, 2016). Förmågan att bioackumulera innebär att 2,4-MCP kan ansamlas i levande organismer och på så sätt nå koncentrationer tillräckligt höga för att orsaka skada (Walker et al., 2012).

Även 4-CPP anses förekomma i tillräckligt höga halter för att påverka Braån negativt och vidare undersökning av denna substans bör genomföras. Detta med avseende på ämnets faktiska toxicitet i akvatisk miljö samt utvärdering av vilken riskkvot denna substans utgör för akvatiska organismer i Braån.

#### **4.3.1 Eventuella samverkansmekanismers inverkan på riskkvoten**

Vidare sanering av BT Kemi-området motiveras även av den höga bakgrundshalt av andra bekämpningsmedel som råder i Braån (Ekologgruppen, 2001). Att MCPP uppträder i blandning med andra föroreningar innebär att eventuella samverkansmekanismer kan orsaka en toxicitetshöjning vilken resulterar i en högre riskkvot i ån än vad som tidigare beräknats.

Det finns beskrivet att kombinationen glyfosat/MCPP har uppvisat signifikant additiv toxisk effekt hos vattenalgen *Lemna minor* (Cedergreen et al., 2006). Alger tillhör dock en grupp av organismer vilka kräver en hög koncentration av MCPP innan negativa effekter påvisas och är därmed inte särskilt känsliga för exponering av MCPP (Tabell 5 & 6). Dessutom har tidigare beräkningar genomförts för att beräkna den totala riskkvoten i Braån om samtliga påvisade ämnen skulle uppvisa additiv effekt och inte heller i denna beräkning överstiger riskkvoten 1 (Ramböll, 2015a). Eventuella synergistiska effekter däremot skulle öka MCPP:s toxicitet, men frågan är om ökningen skulle vara tillräcklig för att riskkvoten skulle överstiga 1. Synergistiska effekter kan uppstå då vissa alger exponeras för en blandning av 2,4-D och MCPP (Fisher et al., 2009). Dessa effekter verkar dock först uppstå vid koncentrationer betydligt högre än de som påvisats av de respektive ämnena i Braån (Fisher et al., 2009), varför de med stor

sannolikhet inte har uppstått i Braån. MCPP har även uppvisat synergistisk effekt tillsammans med herbiciden ioxynil (Merritt et al., 1985). Den organism som exponerades var dock en ört och ingen data som indikerar att ioxynil skulle ha påvisats i Braån har identifierats i denna studie. Detta exempel går därmed inte att direkt applicera på Braån men tas ändå upp då det är ytterligare ett exempel som indikerar att MCPP har förmåga att uppvisa synergistiska effekter i blandning med andra föroreningar. Det bör därför tas med i beräkningen att MCPP skulle kunna påvisa sådana effekter även i blandning med andra herbicider och vid exponering av akvatiska organismer. Ingen slutsats kan dock dras om huruvida detta kan påvisas i Braån utan att studera hur MCPP interagerar med de herbicider som förekommer i ån.

#### **4.4 Miljöriskbedömning som beslutsunderlag**

BT Kemi-området är bara ett av många förorenade områden som finns i Sverige idag (Naturvårdsverket, 2016). Majoriteten av de förorenade områdena har, liksom BT Kemi-området, orsakats av tidigare industrier (Naturvårdsverket, 2016). Detta är ett resultat av att det inte fanns några specifika miljökrav som företagen var skyldiga att följa då de var aktiva (Mårald, 2001). Ett av de svenska miljömålen benämns ”*Giftfri miljö*” (Miljömål, 2016). Detta mål syftar bland annat till att åtgärder ska vidtas för att förorenade områden inte ska utgöra något hot mot människors hälsa eller den biologiska mångfalden (Miljömål, 2016). Att efterbehandla samt sanera förorenad mark är dock något som kräver mycket tid, arbete och pengar. Det finns av dessa anledningar ingen möjlighet att komma tillrätta med alla förorenade områden på en och samma gång. För att kunna avgöra vilka områden som bör prioriteras måste därför riskerna kopplade till respektive område utvärderas och jämföras. I en sådan process kan en miljöriskbedömning, likt den som utförts i denna studie, vara ett bra hjälpmedel. Beräkningar av riskkvoter genom jämförelse av föroreningsgrad och det exponerade systemets känslighet kan alltså verka som beslutsunderlag för hantering av förorenade områden.

## 5. Slutsats

Trots att resultatet i denna studie indikerar att MCPP idag inte utgör någon risk i Braån så tydliggör fallet BT Kemi vikten av att skydda mark och vatten från förorening, nu och i framtiden. Detta belyses dels av det omfattande arbetet och de enorma resurser som lagts ner på att sanera BT Kemi-området. Men även av det faktum att mark och vatten på BT Kemi-området fortfarande är kontaminerat trots att det snart är 50 år sedan produktionen avslutades. Kunskapen kring områden som BT Kemi illustrerar vikten av tydlig och hård miljölagstiftning för att hindra att liknande missöden inträffar igen.

Att MCPP i sig inte utgör någon risk för akvatiska organismer i Braån innebär dock inte att ån är befriad från toxisk belastning. Det finns ett flertal andra föroreningar i ån och att eventuella samverkansmekanismer kan bidra till ökad toxicitet kan inte uteslutas. Den organismgrupp som främst skulle kunna påverkas av sådana effekter är akvatiska växter. För övriga grupper krävs betydligt högre koncentrationer av MCPP innan effekt kan påvisas. Att samverkansmekanismer i Braån skulle bidra till att MCPP utgör en risk för dessa organismer anses därmed relativt långsökt. Hur MCPP faktiskt agerar i blandning med andra föroreningar är dock något som bör undersökas vidare innan någon reell slutsats kan dras angående detta.

Slutligen måste hänsyn även tas till att Braån är en å som har exponerats av föroreningar under en lång tid. Långtidsexponering av föroreningar kan resultera i förändringar av hela ekosystem och nya egenskaper hos organismerna där. Sådana typer av anpassningar kan som följd innebära att organismerna i ån inte är lika framgångsrika på andra plan som de var för 50 år sedan. Detta med avseende på reproduktion, tillväxt samt skydd mot predatorer. Förutom direkta toxiska effekter i Braån skulle det därför vara intressant att vidare undersöka sådana typer av förändringar i ån.



## 6. Referenser

- Bermingham, S., Fisher, J.P., Martin, A., Marriot, M. & Lappin-Scott, H. 1998. The effect of the herbicide mecoprop on *Heliscus lugdunensis* and its influence on the preferential feeding of *Gammarus pseudolimnaeus*. *Microbial Ecology*. 35: 199-204.
- Buikema, A.L., McGinniss, M.J. & Cairns, J. 1979. Phenolics in aquatic ecosystems: a selected review of recent literature. *Marine Environmental Research*. 2: 87-181.
- Cedergren, N., Kudsk, P., K.Mathiassen, S., Sorensen, H. & Streibig, J.C. 2006. Reproducibility of Binary-Mixture Toxicity Studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26: 149-156.
- Cedergren, N. & Streibig, J.C. 2005. The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: assessment of predictive factors and hazard. *Pest Management Science*. 61: 1152-1160.
- Cook, A.M. & Hütter, R. 1981. s-Triazines as Nitrogen Sources for Bacteria. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 29: 1135-1143.
- Cox, C. 2004. Mecoprop (MCP). *Journal of pesticide reform*. 24: 10-14.
- Ekologgruppen. 1986. Saxån- Braåns avrinningsområde: En kunskapsmanställning. Landskrona: Ekologgruppen. 106 s.
- Ekologgruppen. 2001. Bekämpningsmedel i Saxån-Braån maj 2000 – januari 2001. Landskrona: Ekologgruppen. 24 s.
- Ekologgruppen. 2006. Bottenfaunan i Braån upp- och nedströms BT Kemi-området i Teckomatorp. Landskrona: Ekologgruppen. 20 s.
- Ekologgruppen. 2015. Saxån-Braån: Sammanfattning av vattenkontrollen 2015. Landskrona: Ekologgruppen. 12 s.
- Environment Agency. 2007. Proposed EQs for Water Framework Directive Annex VIII substances: mecoprop. Rapport HOEP670085/SR19. Bristol: Environment Agency. 98 s.
- European Commission. 2003. Mecoprop-P SANCO/3065/99-Final 14 april 2003. [[http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/ph\\_ps/pro/eva/existing/list1-49\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/ph_ps/pro/eva/existing/list1-49_en.pdf)]. Hämtad 5 april, 2016.
- Fisher, P.J., Marriott, M.W., Mitchell, J.I. & Lappin-Scott, H.M. 2009. Some Physiological Effects of the Herbicides ( $\pm$ )- MCP and 2,4-D on Four Aquatic Hyphomycetes and One Terrestrial Fungus. *Botanical Journal of Scotland*. 52: 213-225.
- Fiskesjö, G. 1985. Allium Test on River Water From Braån and Saxån Before and After Closure Of a Chemical Factory. *Ambio*. 14: 99-103.
- Fletcher, C.A., Bubb, J.M. & Lester, J.N. 1995. Agricultural Inputs of Mecoprop to a Salt March System: Its Fate and Distribution Within the Sediment Profile. *Marine Pollution Bulletin*. 30: 803-811.
- Fournier, J.C., Codaccioni, P. & Soulas, G. 1981. Soil Adaption to 2,4-D Degradation in Relation to the Application Rates and the Metabolic Behavior of the Degrading Microflora. *Chemosphere*. 10: 977-984.
- Harrison, I., Williams, G.M. & Carlick, C.A. 2003. Enantio selective biodegradation of MCP in aerobic and anaerobic microcosms. *Chemosphere*. 53: 539-549.

- His, E. & Seaman, M.N.L. 1993. Effects of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and on two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros Calcitrans*). Acte du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, C.M. 1993/E:22. [<http://archimer.ifremer.fr/doc/00018/12949/>]. Hämtad 5 april, 2016.
- IAEA. 1998. Planning and Operation of Low Level Waste Disposal Facilities. Wien: International Atomic Energy Agency. 617 s.
- ICPR. 2009. Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. Rapport nr 164. Koblenz: International Commission for the Protection of the Rhine. 278 s.
- Kemakta. 2009. Kriterier för utsläpp till Braån. Stockholm: Kemakta Konsult AB. 6 s.
- Kemakta. 2011. BT Kemi Efterbehandling – Skede: Genomförande, Södra området. Bilaga 4 Riskbedömning. Stockholm: Kemakta Konsult AB. 33 s.
- Kemakta. 2016. Riskbedömning BT Kemi Södra området. Stockholm: Kemakta Konsult AB. 63 s.
- Kikuchi, M. 1993. Toxicity Evaluation of Selected Pesticides Used in Golf Links by Algal Growth Inhibition. Journal of Japan Society on Water Environment. 16: 204-710 som citeras i ECOTOX databas. Tillgänglig 7 april 2016: [[https://cfpub.epa.gov/ecotox/quick\\_query.htm](https://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm)].
- Kirby, M.F & Sheahan, D.A. 1994. Effects of Atrazine, Isoproturon, and Mecoprop on the Macrophyte *Lemna minor* and the Alga *Scenedesmus subspicatus*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 53: 120-126.
- Lewis, D.L. & Gattie, D.K. 1988. Prediction of Substrate Removal Rates of Attached Microorganisms and of Relative Contributions of Attached and Suspended Communities at Field Sites. Applied and Environmental Microbiology. 54: 434-440.
- Lofstedt, E.R. 2011. Risk versus Hazard – How to Regulate in the 21<sup>st</sup> Century. The European Journal of Risk Regulation. 2: 149-168.
- Länsstyrelsen. 2013. Att tänka på vid inventering enligt MIFO Fas 1 av verkstadsindustrier med ytbehandling. Jönköping: Länsstyrelsen.
- Matsumoto, K.I., Hosokawa, M., Kuroda, K. & Endo, G. 2009. Toxicity of Agricultural Chemicals in *Daphnia magna*. Osaka City Medical Journal. 55: 89-97 som citeras i ECOTOX databas. Tillgänglig 7 april, 2016: [[https://cfpub.epa.gov/ecotox/quick\\_query.htm](https://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm)].
- Merrit, R.C., Bartlett, O.B. & Wyatt, F.D. 1985. Interaction of ioxynil and mecoprop when applied to *Stellaria media* (L.) Vill. Weed Research. 26: 105-113.
- Miljömål. 2016. Giftfri miljö. [<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/>]. Hämtad 22 maj, 2016.
- Milosevic, N., Qiu, S., Elsner, M., Einsiedl, F., Maier, M.P., Bensch, H.K., Albrechtsen, H.J. & Bjerg, P.L. 2013. Combined isotope and enantiomer analysis to assess the fate of phenoxy acids in a heterogeneous geologic setting at an old landfill. Water Research. 47: 637-49.
- Morris, D.P. & Lewis, W.N. 1992. Nutrient Limitation of Bacterioplankton Growth in Lake Dillon, Colorado. Limnology and Oceanography. 37: 1179-1192.
- Mottier, A., Kientz-Bouchart, V., Dubreule, C., Serpentine, A., Lebel, J.M. & Costil, K. 2013. Effects of acute exposures to mecoprop, mecoprop-p and their biodegradation

- product (2-MCP) on the larval stages of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquatic Toxicology*. 146: 165-175.
- Mårald, E. 2001. The BT Kemi Scandal and the Establishment of the Environmental Crime Concept. *Journal of Scandinavian Studies in Criminology and Crime Prevention*. 2: 149-170.
- Nacci, D., Huber, M., Champlin, D., Jayaraman, S., Cohen, S., Gauger, E., Fong, A. & Gomez-Chiarri, M. 2008. Evolution of tolerance to PCBs and susceptibility to a bacterial pathogen (*Vibrio harveyi*) in Atlantic killifish (*Fundulus heteroclitus*) from New Bedford (MA, USA) harbor. *Environmental Pollution*. 157: 857-864.
- Naturvårdsverket. 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Rapport 5700. Stockholm: Naturvårdsverket. 123 s.
- Naturvårdsverket. 2016. De flesta förorenade områdena är kända. [<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/>]. Hämtad 16 maj, 2016.
- Nitschke, L., Wilk, A., Shüssler, W., Metzner, G. & Lind, G. 1999. Biodegradation in laboratory activated sludge plants and aquatic toxicity of herbicides. *Chemosphere*. 39: 2313-2323.
- O'Brien, M.R., Clarke, M. & Kamieniecki. 1984. Open and Closed Systems of Decision Making: The Case of Toxic Waste Management. *Public Administration Review*. 44: 334-340.
- Palisade. 2016. The future in your spreadsheet. [<http://www.palisade.com/risk/>]. Hämtad 31 mars, 2016.
- PAN Pesticides Database. 2016. Chemicals. [[http://www.pesticideinfo.org/Detail\\_Chemical.jsp?Rec\\_Id=PC35107#Toxicity](http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC35107#Toxicity)]. Hämtad 15 april, 2016.
- Pera-Titus, M., Garcia-Molina, V., Banos, M.A., Gimenez, J. & Esplugas, S. 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. *Applied Catalysis B-Environmental*. 47: 219-256.
- Posthuma, L., Suter II, G.W & Traas, T.P. 2001. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton: CRC Press. 616 s.
- PPDB. 2016. Pesticide Properties Database: Mecoprop. [<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/430.htm>]. Hämtad 13 april, 2016.
- Ramböll. 2015a. Riskbedömning avseende Braån – BT Kemi efterbehandling. Malmö: Ramböll. 95 s.
- Ramböll. 2015b. BT Kemi Efterbehandling: Beskrivning av geologiska och hydrogeologiska förhållanden för Södra området. Malmö: Ramböll. 51 s.
- Robertson, B.K. & Alexander, M. 1994. Growth-linked and cometabolic biodegradation: Possible reason for occurrence or absence of accelerated pesticide biodegradation. *Pesticide Science*. 41: 311-318.
- Sand-Jensen, K. 1997. Broad-Scale Comparison of Photosynthesis in Terrestrial and Aquatic Plant Communities. *Oikos*. 80: 203-208.
- Settimo, L., Bellman, K. & Knegtel, A.M.R. 2013. Comparison of the Accuracy of Experimental and Predicted pKa Values of Basic and Acidic Compounds. *Pharmaceutical Research*. 31: 1082-1095.

- SLU. 2007. Markinfo – pH. [<http://www-markinfo.slu.se/sve/kem/cnph/ph.html>]. Hämtad 1 juni, 2016.
- Soulas, G., Codaccioni, P. & Fournier, J.C. 1983. Effect of Cross-Treatment on the Subsequent Breakdown of 2,4-D, MCPA and 2,4,5-T in the Soil-Behavior of the Degrading Microbial-Populations. *Chemosphere*. 12: 1101-1106.
- Svalövs Kommun. 2012. BT Kemi Efterbehandling – Historik. [<http://www.svalov.se/ovrigt/ga-direkt/bt-kemi-efterbehandling/historik.html>]. Hämtad 11 april, 2016.
- Sweco Environment AB. 2011. BT Kemi Efterbehandling, Skede: Genomförande Södra Området. Malmö: Sweco Environment AB. 51 s.
- Sweco Environment AB. 2013. BT-Kemi Efterbehandling: Redovisning av miljökontroll – vatten för perioden april 2005 – december 2010. Malmö: Sweco Environment AB. 36 s.
- Sweco Viak. 2004a. BT KEMI Huvudstudie Version 3. Malmö: Sweco Viak. 178 s.
- Sweco Viak. 2004b. BT Kemi Huvudstudie Version 3: Hälsa- och miljörisiker. Malmö: Sweco Viak. 15 s.
- Toräng, L., Nyholm, N. & Albrechtsen, H.J. 2003. Shifts in Biodegradation Kinetics of the Herbicides MCPP and 2,4-D at Low Concentrations in Aerobic Aquifer Materials. *Environmental Scientific Technology*. 37: 3095-3103.
- Toxnet. 2012. HSDB: Mecoprop. [<https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+93-65-2>]. Hämtad 1 juni, 2016.
- Tranvik, L.J. & Jorgensen, N.O.G. 1995. Colloidal and dissolved organic-matter in lake water – carbohydrate and amino-acid-composition, and ability to support bacterial-growth. *Biogeochemistry*. 30: 77-97.
- UCMP. 2016. Diatoms: Life history and ecology. [<http://www.ucmp.berkeley.edu/chromista/diatoms/diatomlh.html>]. Hämtad 12 april, 2016.
- U.S. EPA. 2007. Reregistration Eligibility Decision for Mecoprop-p (MCPp-p). [[https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/mcpp\\_red.pdf](https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/mcpp_red.pdf)]. Hämtad 4 maj, 2016.
- Vattenmyndigheten. 2010. Åtgärdsprogram: Bottenhavets vattendistrikt 2009-2015. Rapport nr 2010:2. Västernorrlands län: Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt. 124 s.
- Vink, J.P.M. & VanderZee, S.E.A.T.M. 1997. Pesticide biotransformation in surface waters: Multivariate analyses of environmental factors at field sites. *Water Research*. 31: 2858-2868.
- VISS. 2016. Braån – Vattenförekomst. [<http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE618722-135547>]. Hämtad 7 april, 2016.
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P. & Peakall, D.B. 2012. Principles of Ecotoxicology. 4. uppl. Boca Raton: CRC Press. 853 s.
- Wang, S., Meckling, A.K., Marcone, F.M., Kakuda, Y. & Tsao, R. 2011. Synergistic, Additive, and Antagonistic Effects of Food Mixtures on Total Antioxidant Capacities. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 59: 960-968.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. Orlando: College Publishing. 763 s.
- WHO. 2010. The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2009. Genève: World Health Organization.

Zawahir, S., Roberts, M.D., Palangasinghe, C., Mohamed, F., Eddleston, M., Dawson, H.A., Buckley, A.N., Ren, L., Medley, G.A. & Gawarammana, I. 2009. Acute intentional self-poisoning with a herbicide product containing fenoxaprop-P-ethyl, ethoxysulfuron and isoxadifen ethyl. A prospective observational study. *Clinical Toxicology*. 47: 792-797.

Öberg, T. 2009. Miljörisikanalys. Lund: Studentlitteratur AB. 346 s.

#### Bildkälla:

Skitterphoto. 2014 Sunrise river [Fotografi]. [<http://skitterphoto.com/?portfolio=sunrise-river>]. Hämtad 11 maj, 2016.



# Bilaga 1.

**Tabell 9.** Ekotoxikologisk data från 82 olika tester i vilka akvatiska organismer exponerats för MCP. För respektive test presenteras: vilken organismgrupp testorganismen tillhör, vad som mättes, typ av test som utförts, exponeringstid, uppmätt koncentration samt vem som utfört/publicerat testet.

<b>MCP</b>					
<b>Organismgrupp</b>	<b>Mätning</b>	<b>Test</b>	<b>Tid</b>	<b>Konc. mg·l<sup>-1</sup></b>	<b>Referens</b>
Alger					
<i>Okänd art</i>	Tillväxt	EC50	72 h	237	PPDB, 2016
<i>Okänd art</i>	Tillväxt	NOEC	96 h	56	PPDB, 2016
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Tillväxt	EC50	14 d	115	ICPR, 2009
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Tillväxt	EC50	14 d	115	PAN Pesticide Database, 2016
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Tillväxt	NOEC	96 h	180	ICPR, 2009
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Tillväxt	NOEC	96 h	56	ICPR, 2009
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Tillväxt	EC50	96 h	220	ICPR, 2009
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Cellproduktion	EC50	4 d	220	ICPR, 2009
<i>Okänd art</i>	Biomassa	EC50	72 h	237	ICPR, 2009
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Tillväxt	EC100	10 d	10	Kikuchi, 1993 citerad i EKOTOX, 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Tillväxt	EC50	48 h	10	Kikuchi, 1993 citerad i EKOTOX, 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Tillväxt	EC50	48 h	10	Kikuchi, 1993 citerad i EKOTOX, 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Tillväxt	EC50	48 h	10	Kikuchi, 1993 citerad i EKOTOX, 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Tillväxt	EC50	48 h	10	Kikuchi, 1993 citerad i EKOTOX, 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	-	NOEC	-	27	ICPR, 2009
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Cellproduktion	EC50	96 h	103	Kirby & Sheahan, 1994
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	EC50	72 h	180	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Tillväxt	NOEC	72 h	180	Nitschke et al., 1999
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	EC50	-	100	ICPR, 2009
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Förekomst	EC50	-	10	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Tillväxt	EC100	10 d	10	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Tillväxt	EC50	-	10	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Selenastrum capricornutum</i>	-	NOEC	5 d	0,06	Environmental Agency, 2007
Akvatiska växter					
<i>Lemna minor</i>	-	EC50	-	5,1	ICPR, 2009
<i>Lemna minor</i>	Tillväxt	EC50	7 d	6,0	Nitschke et al., 1999
<i>Lemna minor</i>	-	EC50	7 d	1,6	Naturvårdsverket, 2008
<i>Lemna minor</i>	-	LOEC	7 d	0,4	Naturvårdsverket, 2008
<i>Lemna minor</i>	Tillväxt	EC10	7 d	4,5	Nitschke et al., 1999
<i>Lemna minor</i>	-	NOEC	7 d	0,18	Environment Agency, 2007
<i>Lemna minor</i>	Klorofyll	EC50	10 d	6,3	Kirby & Sheahan, 1994
<i>Lemna minor</i>	Tillväxt	EC50	10 d	7,4	Kirby & Sheahan, 1994
<i>Lemna minor</i>	Förekomst	EC50	10 d	5,1	Kirby & Sheahan, 1994
<i>Lemna minor</i>	Biomassa	EC50	7 d	6,0	PPBD, 2016
<i>Okänd art</i>	Tillväxt	EC50	7 d	40,2	ICPR, 2009

<i>Okänd art</i>	Biomassa	NOEC	14 d	0,22	ICPR, 2009
<i>Okänd art</i>	Biomassa	NOEC	7 d	0,22	ICPR, 2009
<i>Okänd art</i>	Biomassa	EC50	7 d	40	PPDB, 2016
<b>Blötdjur</b>					
<i>Crassostrea gigas</i>	Reproduktion	EC50	36 h	43	Mottier et al., 2013
<i>Crassostrea gigas</i>	Höjd	EC10	9d	0,13	His & Seaman, 1993
<i>Lepomis macrochirus</i>	Dödlighet	NOEC	96 h	47	PPDB, 2016)
<b>Fiskar</b>					
<i>Lepomis macrochirus</i>	-	EC50	4 d	92	ICPR, 2009
<i>Okänd art</i>	-	NOEC	28 d	50	European Comission, 2003
<i>Okänd art</i>	-	NOEC	21 d	109	ICPR, 2009
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	NOEC	21 d	50	ICPR, 2009
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	NOEC	21 d	90	Environment Agency, 2007
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	NOEC	-	50	ICPR, 2009
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	NOEC	96 h	68	ICPR, 2009
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	NOEC	21 d	109	PPDB, 2016
<b>Kräftdjur</b>					
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	420	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	100	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	200	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	100	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48h	100	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	EC50	48 h	100	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	EC50	24 h	100	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	100	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	-	EC50	48 h	91	PPDB, 2006
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	EC50	24 h	10	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	LOEC	22 d	51	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	-	NOEC	22 d	26	PPDB, 2016
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	LOEC	24 h	100	Nitschke et al., 1999
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	NOEC	28 d	22	Environment Agency, 2007
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	EC50	48 h	10	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	LOEC	13 d	10	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	LOEC	13 d	10	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Födointag	LOEC	4 h	100	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Immobilitet	-	24 h	100	Matsumoto, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	NOEC	21 d	32	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	NOEC	21 d	3,3	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	NOEC	-	50	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	Förgiftning	EC50	48 h	100	ICPR, 2009
<i>Daphnia magna</i>	-	NOEC	21 d	22	PPDB, 2016
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	Födointag	LOEC	4 h	100	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	Födointag	NOEC	4 h	10	PAN Pesticide DataBase, 2016
<i>Okänd art</i>	-	EC50	48 h	200	ICPR, 2009
<i>Okänd art</i>	Reproduktion	NOEC	21 d	22	ICPR, 2009