

Bedömning av faror som bekämpningsmedel utgör för Degebergas dricksvattentäkt

DANIEL ANDERSSON 2020
MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Figur på försättsblad: Andersson, D. (2020, april 23). *Degeberga* [Fotografi].



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund

Bedömning av faror som bekämpningsmedel utgör för Degebergas dricksvattentäkt

- Perspektiv utifrån nuvarande markanvändning och vid en potentiell förändring

Daniel Andersson

2020



LUNDS
UNIVERSITET

Daniel Andersson

MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Maria Hansson, CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet

Extern handledare: Anna Bryllert & Gabriella Lundmark, Miljö- och hälsoskyddsavdelningen, Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen, Kristianstads kommun

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning
Lunds universitet
Lund 2020

Abstract

Pesticides poses a threat to drinking water, especially where the usage is extended, like in Scania, Sweden. The main objective of this study was to identify and characterize substances used in the cultivated area of Degeberga. By the help of interviews with roughly 70 % of the landowners, I identified used pesticides in the area and the soil properties of their lands. Using the geographic information system software ArcGIS, I then conducted a soil mapping. In the next step, I modeled the potential for leakage of these substances to the groundwater reservoir with regards to dependencies such as the soil properties and pesticide dosage. These simulations were done using MACRO-DB. Also, groundwater samples were taken according to the municipality monitoring program. Although the results showed no excess of joint EU limit values (0.1 µg/l), I proposed extended samplings in order to analyze additional pesticides which could occur in Degeberga depending on which crops that were being cultivated in the area. For every pesticide identified, an effects assessment was also done. This resulted, among other things, in a calculated acceptable daily intake, ADI for each pesticide towards humans. For those pesticides that were characterized, none fulfilled the criteria of being toxic, bio accumulative nor persistent according to the EU regulation Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, REACH. Nevertheless, this study needs a follow-up to make the risk analysis complete. A suitable approach would be to conduct an exposure assessment and a risk characterization.

Keywords: groundwater, hazard assessment, soil mapping, pesticides

Innehållsförteckning

Abstract 3

Innehållsförteckning 5

Förkortningslista 7

Inledning 9

Syfte och frågeställningar 11

Avgränsning 13

Etisk reflektion 14

Bakgrund 15

Potentiella föroreningskällor 15

Pesticider i skånska grundvatten 17

Områdesbeskrivning 19

Material & Metod 21

Områdesbeskrivning och markartering 22

Grundvattenmagasin 22

Jordlager 22

Markanvändning 25

Intervjuer 27

Farobedömning 29

Modellering 29

Provtagningar 31

Farokarakterisering 33

Resultat 34

Övriga potentiella föroreningskällor 34

Intervjuer 35

Farobedömning 37

Modellering 37

Provtagningar 38

Farokarakterisering 40

Diskussion 45

Pesticider i skånska grundvatten 46

Områdesbeskrivning 46

Grundvattenmagasin 46

Jordlager 47

Markanvändning 47

Markkartering och övriga potentiella föroreningskällor 47

Intervjuer 49

Farobedömning 51

Modellering 51

Provtagningar 53

Farokarakterisering 54

Uppföljning 55

Slutsats 58

Tack 59

Referenser 61

Bilaga I 74

Bilaga II 77

Förkortningslista

ADI	Acceptabelt dagligt intag
AERU	Agriculture & Environment Research Unit
BCF	Biokoncentrationsfaktor
BMDL	BenchMark Dose lower confidence Limit
BPDB	Bio-Pesticides DataBase
bw	Kroppsvikt
CAS	Chemical Abstracts Service
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CKB	Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel
CLP	Classification, Labelling and Packaging
DTU	Danmarks Tekniske Universitet
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten
EFSA	Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet
FAO	FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
KEMI	Kemikalieinspektionen
K_{OC}	Fördelningskoefficienten mellan organiskt kol i jord och vatten
K_{OW}	Fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten
LC ₅₀	Dödlig koncentration för 50 % av en population
LD ₅₀	Dödlig dos för 50 % av en population
MIFO	Metodik för Inventering av Förorenade Områden
NCBI	National Center for Biotechnology Information
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level

NRC	United States National Research Council
PPDB	Pesticide Properties Database
QSAR	Kvantitativa struktur-aktivitetssamband
RfD	Referensdos
SCCS	Scientific Committee on Consumer Safety
SGU	Sveriges geologiska undersökning
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
SPI	Svenska Petroleuminstitutet
$t_{1/2}$	Halveringstid
UF	Uncertainty Factor
UNDP	FN:s Utvecklingsprogram
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VISS	Vatteninformationssystem Sverige
WHO	Världshälsoorganisationen

Inledning

Tillgången till vattenresurser är nödvändig för människors hälsa och dricksvatten är en grundläggande mänsklig rättighet enligt Världshälsoorganisationen, WHO (2017) och det globala miljömålet *Rent vatten och sanitet för alla* (FN:s Utvecklingsprogram (UNDP), 2020). Potentialen för olika föroreningar att kontaminera dricksvatten och därmed riskerna relaterade till detta är därför viktiga att undersöka och förebygga. Det nationella miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* belyste behovet av att se över gamla vattenskyddsområden i syfte att skydda dricksvattnet som naturresurs (Sveriges miljömål, u.å.). För Skånes del bedömdes miljökvalitetsmålet inte nås till år 2020 samtidigt som utvecklingen för att uppnå målet förefölls vara neutral (Länsstyrelsen Skåne, 2019). Vidare formulerade Kristianstads kommun lokala miljömål för perioden år 2016–2020 där de under *Målområde 2. God vattenstatus* angav att en långsiktig hållbar dricksvattenkvalitet skulle skyddas och säkerställas (Kristianstads kommun, 2018).

Vattentäkten i Degeberga, Kristianstads kommun är klassad som en grundvattenförekomst och tilldelades därför ett unikt identifikationsnummer; ID WA12600845, i enlighet med 1 kap. 2 § *vattenförvaltningsförordningen* (SFS 2004:660) och 13 § *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om kartläggning och analys av grundvatten* (SGU-FS 2013:1). Själva vattentäktzonen är dessutom skyddad som en dricksvattenförekomst enligt artikel 7, samt ingår i registret för skyddade områden enligt bilaga IV, till vattendirektivet: *Upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område* (Direktiv 2000/60). Med skyddet som en dricksvattenförekomst gav, följde krav på maximala halter av potentiellt skadliga organismer samt gränsvärden för diverse kemiska substanser enligt bilaga 2, avsnitt A och B i *Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten* (SLVFS 2001:30). För bekämpningsmedel tog Livsmedelsverket efter samma gränsvärden som EU genom vattendirektivet (Direktiv 2000/60) föreskrev; 0.1 µg/l för enskilda aktiva ämnen och summan 0.5 µg/l för alla enskilda bekämpningsmedel vid samma övervakningsförfarande. Andra länder inom EU och i övriga världen har hittills bara i vissa fall varit mer restriktiva med sina rikt- eller gränsvärden och de generella värdena har då ersatts av individuella. Ett exempel var Nederländerna där gränsvärdet för insekticiden pirimicarb i ytvatten sattes till 0.09 µg/l (Crommentuijn et al., 2000). Vad gäller riktvärden för bekämpningsmedel i grundvattenförekomster, som inte används för uttag av dricksvatten, var dessa i skrivande stund desamma som gränsvärdena i

grundvattendirektivet *Skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring* (Direktiv 2006/118) enligt föreskriften *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten* (SGU 2013:2). Ett ytterligare krav för att skyddet som en dricksvattenförekomst ger ska gälla, är ett dricksvattenuttag större än 10 m³ per dag eller att täkten kontinuerligt förser fler än 50 personer med dricksvatten enligt Havs- och vattenmyndigheten, HaV (2019a).

Parallellt med flera vattenskyddsområdens höga ålder och att åtgärder som att skydda dricksvattentäkter på lång sikt begärdes av i första hand länsstyrelserna under åren 2016–2021, hade även kommunerna varit delaktiga i revideringen av gamla vattenskyddsområden (Lång et al., 2019). Under år 2014 lyfte dåvarande C4 Teknik behovet av att utvärdera Degeberga vattenskyddsområde, vars nuvarande föreskrifter fastställdes av dåvarande Kristianstads län år 1979 i *Kungörelse om fastställelse av skyddsområden m m enligt vattenlagen* (11 FS 1979:41), uppdaterad genom Länsstyrelsen Skåne (2018). Zonen omfattade 0.6 km² enligt Vatteninformationssystem Sverige, VISS (2019) och delades in i två delar: Brunnsområde och skyddszon. Gällande för brunnsområdet var att endast vattentäktverksamhet fick bedrivas där, samtidigt som det för skyddszonen fanns regler angående förvaring, nedgrävning och läckage av exempelvis bekämpningsmedel, avfall, gödsel, fekalier, slam och brandfarlig vätska. Till detta hörde att tillstånd skulle lämnas av hälsovårdsnämnden, numera miljö- och hälsoskyddsnämnden, vid förvaring av ovanstående enligt nu gällande 7 kap. 22 § *Miljöbalken*, MB (SFS 1998:808) och 6 kap. 1 – 2 §§ i *Naturvårdsverkets föreskrifter om spridning och viss övrig hantering av växtskyddsmedel* (NFS 2015:2).

I samband med att utvärderingsbehovet uppmärksammades föreslog nuvarande Tekniska förvaltningen (före detta C4 Teknik) inrättandet av ett utökat skyddsområde om cirka 4.35 km², som skulle stämma överens med Naturvårdsverkets *Allmänna råd om vattenskyddsområden* (NFS 2003:16) och avsnitt 4.1 i Naturvårdsverkets handbok (2011a). Områdesskyddet skulle istället omfatta primär, sekundär och tertiär zon (C4 Teknik, 2019). Som underlag till förslaget gjorde Lerstorp (2016) en form av riskanalys som avhandlade sårbarheten och föroreningspotentialen från identifierade riskobjekt i det nya vattenskyddsområdet. Under juni 2019 publicerade sedermera Tekniska förvaltningen ett tekniskt underlag rörande sitt förslag till nytt vattenskyddsområde i Degeberga. Det tekniska underlaget (C4 Teknik, 2019) belyste bland annat och till viss del geologin och markanvändningen i området samt utvärderade potentiella föroreningskällor och riskvärderade dessa. Om förslaget, som utgick ifrån det tekniska underlaget, leder till att ett beslut om nytt skyddsområde tas, skulle det innebära att framförallt bilaga I och II till EU:s vattendirektiv (Direktiv 2000/60) uppfylls och därmed dess implementering i svensk författning (SFS 2004:660). Även delar av grundvattendirektivet (Direktiv 2006/118) skulle uppfyllas.

Under oktober 2019 publicerade dock HaV, på remiss, en vägledning om vattenskyddsområden (HaV, 2019b) som skulle ersätta Naturvårdsverkets handbok (Naturvårdsverket, 2011a) under år 2020. Även Naturvårdsverkets allmänna råd (NFS 2003:16) upphävdes genom NFS 2020:1, i januari 2020. Bakgrunden till detta var dels att HaV tog över som centralt ansvarig myndighet för vattenskyddsområden enligt *Områdeskyddsförordningen* (SFS 1998:1252). Dessutom ansåg HaV att de allmänna råden riskerade att ”överreglera” verksamheter genom att risker skulle förbises på grund av ett alltför allmänt tillvägagångssätt vid riskbedömningar, samt att föreskrifter i det enskilda fallet riskerade att hanteras för generellt (HaV, 2019c). I det nationella fortsatta arbetet med vattenskyddsområden framhöll HaV att möjligheten till att inrätta formella områdesskydd i form av vattenskyddsområden skulle ses som ett komplement till grundläggande lagstiftning på området, vilket hade tillkommit sedan de allmänna råden om vattenskyddsområden publicerades år 2003. Myndigheten bedömde att en ändrad riktning i arbetet med vattenskyddsområden, ett utvecklat riskbaserat arbetssätt, skulle förstärka skyddet av Sveriges vattentäkter. Vägledningen (HaV, 2019b) skulle därmed komplettera MB 7 kap. 25 § (SFS 1998:808) bättre än tidigare allmänna råd samt förtydliga vad som gällde vid inskränkningar på den enskildes fastighet i samband med att nya föreskrifter började gälla för ett vattenskyddsområde enligt MB 7 kap. (SFS 1998:808). Dessutom ansåg HaV att med anledning av ett nytt säkerhetspolitiskt läge i Sverige borde så kallade vattentäktzoner inte längre finnas (HaV, 2019c).

Vidare utgav HaV rapport 2018:4 om *identifiering av vattenskyddsområden med låg risk för påverkan av växtskyddsmedel* (Jarvis et al., 2018). Syftet med rapporten var att stötta de myndigheter som beslutar om inrättande av vattenskyddsområden i bedömningen om lämplig restriktionsnivå för användning av växtskyddsmedel, i sina vattenskyddsföreskrifter. Utgångspunkten i rapporten var att läckagerisken borde vara begränsad i vattenskyddsområden med en låg andel åkermark. Då en markkartering saknades för Degebergaområdet var en sådan fortfarande aktuell att genomföra samt att behovet av att ytterligare revidera vattenskyddsområdet kvarstod (HaV, 2019a). Dessutom lämnade det tekniska underlaget utrymme för kompletteringar såsom identifiering av ytterligare faror i området och karakterisering av dessa, samt ett utvärderingsbehov av vilka bekämpningsmedel som hade använts.

Syfte och frågeställningar

Den här studien utgjordes av en kombination av en fältobservation (områdesbeskrivning och markkartering), strukturerade intervjuer och en farobedömning. Inom farobedömningen ingick modellering, provtagning och

karaktisering. Syftet var att undersöka eventuell kontaminering av pesticider i grundvattnet i det planerade vattenskyddsområdet och i omkringliggande magasin. Därmed skulle studien så småningom kunna vara en del av beslutsunderlaget för den restriktionsnivå som Degeberga vattentäkt ska ha framöver vad gäller områdesskydd enligt kriterierna i HaV (2019b; 2019c). Den här farobedömningen grundade sig på United States National Research Council, NRC (1983) som sedermera utvecklades av United States Environmental Protection Agency, US EPA (2017). Därmed definierades en fara i den här studien som:

En påverkande faktor eller en situation som har potential att skada organismer, system eller populationer som exponeras för denna. (Öberg, 2009, s. 11).

Vidare definierades begreppet bekämpningsmedel, även kallat pesticider, som växtskyddsmedel och biocidprodukter i enlighet med definitionerna i EU-förordningarna *Utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden* (Förordning 1107/2009) och *Tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter* (Förordning 528/2012).

Studien genomfördes på uppdrag av Miljö- och hälsoskyddsavdelningen vid Kristianstads kommun i syfte att bidra till arbetet med uppdaterade riskanalyser för vattenskyddsområden i kommunen, med utgångspunkt i Degeberga. Därmed skulle möjligheterna undersökas att förstärka skyddet av kommunala vattentäkter med hjälp av ett riskbaserat arbetssätt enligt HaV:s vägledningar (2019a; 2019b; 2019c). Detta var till följd av möjligheten att kunna inrätta formella områdesskydd för vattentäkter, det vill säga vattenskyddsområden i sin nya bemärkelse, som ett komplement till gällande lagstiftning. Ett mål med studien var att underlätta kommunens bedömning av en lämplig restriktionsnivå för användning av pesticider i aktuella tillrinningsområden. Detta utifrån premissen att om andelen åkermark i tillrinningsområdet var lägre än 15 %, torde det inte finnas någon risk för kontaminering av vattentäkten enligt Jarvis et al. (2018).

Lokala variationer spelar också en stor roll för vilka pesticider som används på svenska lantbruksfastigheter men även vid vilken tidpunkt som diverse provtagningar har skett för huruvida olika preparat eller aktiva substanser varit tillåtna på marknaden eller inte. Det här gjorde det därför intressant att även undersöka hur användningen av pesticider i Degeberga skiljde sig från övriga Skåne och om de aktiva substanserna som hade analyserats, fortfarande var aktuella för fortsatt analys, samt om det fanns ett behov av att utöka analyserna. Farorna som den här studien fokuserade på var avsiktliga eller oavsiktliga utsläpp av pesticider inom jordbruk och skogsbruk och hur lätt de kunde nå, spridas till och slutligen förorena dricksvattnet i Degeberga.

Studien utgick från följande frågeställningar, vilka utarbetades med inspiration från HaV (2019a):

1. Vilka kända och potentiella föroreningskällor i tillrinningsområdet finns det?
2. Vilka möjliga spridningsvägar från föroreningskällorna till vattentäkten finns det och hur ser markanvändningen ut?
3. Vilka ämnen/ämnesgrupper är av betydelse ur dricksvattensynpunkt och därmed lämpliga att analysera?

Avgränsning

Studien kom att avgränsas så att fokus lades på farobedömningen av Degeberga vattenskyddsområde och sammanlänkade grundvattenmagasin. Det här avgränsade studien till att prioritera identifiering och karakterisering av nuvarande och potentiella framtida faror gällande bekämpningsmedelsanvändning inom jordbruk och skogsbruk. Dessutom beskrevs och identifierades ytterligare potentiella riskkällor, utifrån bakgrundsinformationen i det tekniska underlaget från Tekniska förvaltningen. Studien omfattade däremot inte bedömningar av vare sig dessa eller andra, diffusa källor, eftersom detta redan hade gjorts i det tekniska underlaget (C4 Teknik, 2019). Exempel på avsedda diffusa källor var deposition av potentiellt miljö- och hälsoskadliga ämnen via nederbörd och luftburna substanser som i vissa fall deponeras i vattnet (Sveriges geologiska undersökning (SGU), 2013). Dessa bedömdes inte på grund av att:

Belastningen inte kan begränsas genom att reglera markanvändningen inom tillrinningsområdet (HaV, 2019a, s. 19).

Källorna till läckage till grundvattnet antogs ske via aktiva lantbruk eller andra identifierade objekt enligt ovan, samt att exponeringen för människor endast antogs ske oralt eller dermalt (hudupptag) via dricksvatten. Efter att en diskussion med uppdragsgivaren hade förts kring vad som skulle studeras gjordes en spatial (rumslig) avgränsning. Denna utgjordes av ett område som markerades ut med hjälp av Degebergas grundvattenmagasin.

Exponeringsbedömningen och riskkarakteriseringen utelämnades till största del, vilka annars utgör uppföljande delar i en riskbedömning, på grund av studiens tidsbegränsning. Det här innebar att olika exponeringsvägar och dess omfattning inte kom att undersökas. Således bedömdes inte heller sannolikheten för en oönskad händelse, avvikelse eller konsekvenserna av den (HaV, 2019a). Däremot genomfördes simuleringar för identifierade pesticiders risk att nå grundvattnet i Degeberga, vilket kan anses ingå i något av de senare stegen i riskbedömningen. Att olika steg ibland överlappade på detta sätt visar att riskanalyser såsom denna är iterativa processer som kräver uppföljning (Öberg, 2009; HaV, 2019a).

Ytterligare material inkom med färre än två veckor kvar av studiens tidsbegränsning. Detta innebar att flertalet av de från intervjuerna identifierade bekämpningsmedlen inte kunde analyseras i samma utsträckning som övriga och tidigare identifierade. Därmed genomfördes inte lika omfattande farokarakteriseringar för dessa ämnen, utan istället genomfördes endast modelleringar.

Etisk reflektion

För att under en lång tid framöver kunna säkra tillgången och kvalitén på en råvattenresurs som används för dricksvattenuttag är det viktigt att ett solitt skydd finns. Att utvärdera huruvida bekämpningsmedel utgör någon fara för grundvattnet i Degeberga samt argumentera kring restriktionerna som inrättandet av ett vattenskyddsområde medför, gjorde att underlaget i den här studien blir viktigt för bedömningen av råvattenkvalitén framöver.

Studien präglades av öppenhet där inga resultat medvetet fick undanhållas eller modifieras, annat än de skulle vara lättförståeliga. Samtycke gavs före publicering; exempelvis gällande intervjusvar. Vidare presenterades intervjusvaren i en sammanställd form och utan anknytning till vare sig person- eller kontaktuppgifter. Om resultaten visade att vattenresursen innehöll någon eller några föroreningskällor som skulle kunna utgöra en fara för människors hälsa eller miljön, presenterades rekommenderade uppföljningsarbeten. Om den här studien skulle tillämpas genom att den tillåts utgöra ett kunskapsunderlag för revideringen av Degeberga vattenskyddsområde, ska mottagaren kunna lita på att aktuell och granskad forskning legat till grund för den. I största möjliga mån har idéer, synpunkter och frågor från olika intressenter vägts in efter samråd med dem. Att väga in detta bör även präglade uppföljningsarbetet då den samlade allmänna erfarenheten och kunskapen ofta är ovärderlig. Före publicering av eventuellt känsliga uppgifter såsom kartmaterial och intervjusvar gavs även godkännande från uppdragsgivaren, Kristianstads kommun.

Bakgrund

Det här avsnittet avhandlar potentiella föroreningskällor som identifierades i området av Tekniska förvaltningen genom det tekniska underlaget för det planerade vattenskyddsområdet i Degeberga (C4 Teknik, 2019). Vidare avhandlas tidigare analyser av pesticider i skånska grundvatten som visat sig vara de vanligast förekommande, i syfte att jämföra med den här studiens resultat. Dessutom följer en beskrivning av studieområdets geologiska och hydrologiska förutsättningar som lade grunden till markkarteringen.

Potentiella föroreningskällor

Föroreningskällor i området skulle identifieras i enlighet med HaV (2019a). Med hjälp av det tekniska underlaget som utarbetades år 2019, presenteras dessa i en sammanställd form genom tabell 1.

Tabell 1: Identifiering av riskkällor inom Degeberga planerade vattenskyddsområde enligt Tekniska förvaltningen (C4 Teknik, 2019).

Kategori	Föroreningskälla	Miljöaspekt
Vägar och transporter	<ul style="list-style-type: none">• Olyckor• Slitage på vägar och fordon samt luftföroreningar• Vägsalt och underhåll av vägar• Parkering/uppställningsplatser för fordon	<ul style="list-style-type: none">• Läckage eller spill från farligt gods• Tungmetaller, olja och salt läcker ut• Klorider läcker ut• Läckage eller spill från olja, drivmedel eller metaller
Fastigheter med jord- eller skogsbruk	<ul style="list-style-type: none">• Pesticider• Växtnäringsämnen• Cisterner• Upplag av timmer	<ul style="list-style-type: none">• Urlakning vid spridning samt spill vid påfyllning och rengöring• Överdoser, läckage och spill av framförallt fosfater och nitrater

		<ul style="list-style-type: none"> • Olyckor, spill och läckage av petroleumprodukter • Läckage av fenoler
Bostads- samt fritidshus	<ul style="list-style-type: none"> • Hushållskemikalier och petroleumprodukter • Pesticider • Fordonstvätt • Enskilda avlopp • Bergvärmeanläggningar • Jordvärmeanläggningar • Enskilda vattentäkter • Upplag av avfall • Anläggningsarbeten 	<ul style="list-style-type: none"> • Hantering och lagring av diverse kemikalier eller petroleumprodukter • Läckage eller spill • Utsläpp av orenat dagvatten • Läckage av patogener, växtnäringsämnen och läkemedelsrester • Läckage eller utsläpp av köldbärarvätska • Läckage eller utsläpp av köldbärarvätska • Läckage av föroreningar • Urlakning eller annat utsläpp av föroreningar • Minskad transporttid ner till grundvattnet
Industrier och miljöfarlig verksamhet	<ul style="list-style-type: none"> • Tåktverksamhet • Verkstäder • Fiskodling 	<ul style="list-style-type: none"> • Spill och läckage av olja, kemikalier och farligt avfall • Spill och avrinning av petroleumprodukter, lösningsmedel, olja och metaller • Spridning av näringsämnen, antibiotika och pesticider
Övriga	<ul style="list-style-type: none"> • Bränder • Avloppsledningsnät • Förorenad mark • Sabotage och annan skadegörelse • Klimatförändringar 	<ul style="list-style-type: none"> • Läckage, avrinning och spill av perfluorerade ämnen och annat släckningsmaterial • Läckage av näringsämnen, patogener och läkemedelsrester • Frigörelse av föroreningar

		<ul style="list-style-type: none"> • Informationsspridning beträffande utformning och sårbarhet • Förlängd bevattningssäsong, ökad efterfrågan på grundvatten och översvämningar
--	--	--

Pesticider i skånska grundvatten

En rad olika faktorer påverkar transporten av pesticider till grundvatten och en av de viktigaste är just markanvändningen eftersom det är där som källan till dess användning hittas. Andra viktiga faktorer är strukturen i jordlagret som styr genomsläppligheten, väder och klimat som bestämmer avrinning och påfyllnadsgraden i grundvattenmagasinen, samt biogeokemin som styr fördelningen till olika medier. Dessa faktorer är platsspecifika och därför är det viktigt att ta höjd för sådan variabilitet i en farobedömning (Åkesson, 2014). Dessutom tillkommer egenskaper för de aktiva substanser som bekämpningsmedlen består av, vilka avgör dess persistens, P bioackumulationsförmåga, B och toxicitet, T (Walker et al., 2012). I just Skåne är jordbruket mer utpräglat än i övriga landet och det medför en större användning av pesticider.

Enligt Shahinyan & Redner (2017) användes 136 kg bekämpningsmedel per kvadratkilometer i Skåne under perioden 2016 – 2017, motsvarande 53 % av Sveriges användning. Det här kan jämföras med Västra Götaland som hade cirka 30 km² grödareal mindre men där endast 43 kg/km² användes. I Sverige generellt var det framförallt sockerbeter som behandlades, i 99 % av fallen, med hjälp av växtskyddsmedel. Samtidigt behandlades vall och grönfoder i 1 % av fallen. Andra vanliga grödor såsom raps och potatis behandlades i storleksordningen 80 – 85 %. I Skåne var det framförallt herbiciden glyfosat som användes inom jordbruket under år 2017, motsvarande 115 kg/km² (Shahinyan & Redner, 2017). Andra vanliga substanser som använts de senaste decennierna har varit bentazon, isoproturon, metazaklor, simazin, 2,4-diklorfenoxiättiksyra, mekoprop och MCPA (Shahinyan & Redner, 2017; Åkesson, 2014). I Åkesson (2014) undersöktes 23 brunnar runt om i Skåne. Då var det atrazin, diklobenils nedbrytningsprodukt BAM (2,6-diklorbensamid) och återigen bentazon som detekterades i de flesta av fallen.

I Sverige finns endast ett nationellt miljöövervakningsprogram för pesticider i grundvatten och det kallas för *Växtskyddsmedel i typområden och åar*. Programmet är en del av det nationella miljöövervakningsprogrammet

Jordbruksmark, som finansieras av Naturvårdsverket och som i sin tur drivs av institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU sedan år 2002 (Naturvårdsverket, 2019a). Inom programmet provtas och analyseras pesticider i så kallade typområden, vilka anses representera typiska jordbruksområden i respektive region då de består av cirka 90 % jordbruksmark (SLU, 2019). Dessa typområden är dock få i Sverige och endast ett fanns i skrivande stund i Skåne (M 42), beläget i regionens sydvästra del. I M 42 genomförs provtagningar av grundvattnet normalt sett en gång per kvartal. Under 2017 påträffades en totalhalt av 0.10 µg/l pesticider fördelat på åtta fynd. I grundvattnet var växtskyddsmedlet kloridazon det vanligaste förekommande sett över hela året och koncentrationen av metamidron var högst för en enskild substans (0.059 µg/l) enligt Nanos & Kreuger (2019). Historiskt sett under perioden 1987 – 2014 var det dock den numera förbjudna BAM som påträffades flest gånger i koncentrationer ≥ 0.1 µg/l runt om i Skåne enligt Larsson et al. (2014) och SGU (2013). Att metamidron och kloridazon som upptäcktes i störst omfattning tyder på att sockerbetar var den vanligaste odlade grödan (Yan et al., 2020; Neukum & Meyer, 2019; Jursik & Holec, 2019).

Förutom provtagningar inom programmet *Jordbruksmark* ålade Sveriges regering ett uppdrag åt Naturvårdsverket och Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB vid SLU att screena pesticider, i bland annat Skåne, under perioden maj-oktober 2015. Detta innebar att 108 aktiva substanser analyserades från tio enskilda brunnar i kommunerna Skurup och Trelleborg. Resultatet visade att summahalten i två lokaler överskred eller tangerade gränsvärdet 0.5 µg/l enligt EU:s vattendirektiv (Direktiv 2000/60); 0.67 µg/l och 0.50 µg/l. Gällande enskilda substanser överskreds EU:s gränsvärde (0.1 µg/l) i fem av lokalerna och dessa redovisas i bilaga I, tabell 1. Pesticiderna AMPA (aminometyl-fosfonsyra) och glyfosat påträffades i högst halter. De vanligaste substanserna enligt miljöövervakningsprogrammet, kloridazon och metamidron, uppmättes aldrig över detektionsgränsen 0.005 µg/l (Boström et al., 2016a).

Länsstyrelsen Skåne genom Rabow (2017) genomförde under augusti år 2016 en regional provtagning av pesticider i 27 provpunkter fördelat på 16 grundvattenförekomster. Totalt analyserades 110 substanser och ämnet BAM (0.52 µg/l) överskred gränsvärdet för summahalten i en lokal. Dessutom överskred, respektive tangerade, bentazon (0.17 och 0.10 µg/l) gränsvärdet för enskilda substanser i två lokaler. Trots mer omfattande provtagningar åren 2007 - 2010, sett till antalet lokaler, då istället 141 provpunkter fördelat på 51 grundvattenförekomster provtogs, visade det sig att BAM, bentazon och atrazin (inklusive dess metaboliter) även då var de vanligast förekommande pesticiderna. Dock analyserades totalt endast 33 pesticider mellan dessa år (Virgin, 2012). I bilaga I, tabell 2 redovisas halterna av de pesticider (inklusive metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter) som vid analys låg över detektionsgränsen åren 2007 – 2010 och 2016 i Virgin (2012) och Rabow (2017). Tabellen skildrar

endast resultatet från sex provpunkter i den nordostliga grundvattenförekomsten Kristianstadsslätten (SE620811-140088), vilken ansluter till förekomsten som studerades i det här fallet (SE619132-139302). Detta berodde på att inga substanser detekterades under åren 2007 – 2010 i SE619132-139302 och att Länsstyrelsen överhuvudtaget inte provtog i förekomsten år 2016.

I Boström et al. (2015) gjordes simuleringar för medelkoncentrationen av sex olika pesticider i grundvattenförekomster runtom i Skåne. Resultaten visade att inga av dessa pesticiders (isoproturon, kvinmerak, MCPA, metazaklor, bentazon och metribuzin) medelkoncentrationer teoretiskt skulle kunna överskrida 0.01 µg/l. Gällande summahalten för samtliga substanser förväntades den inte överskrida 0.1 µg/l, det vill säga att medelkoncentrationen maximalt skulle uppnå en femtedel av gällande rikt- och gränsvärden. Dessa resultat gällde grundvattenförekomster som inkluderade den här studiens avgränsade område. Det är dock viktigt att tillägga att simuleringarna i Boström et al. (2015) inte inkluderade alla typer av grödor som respektive substans användes för att bespruta, exempelvis vall.

Ytterligare data fanns att tillgå genom den regionala pesticiddatabasen, RPD (Miljödata MVM, u.å.) där 60 verksamma ämnen i grundvatten runtom i Skåne detekterades mellan åren 1987 – 2015. Dessa rådata var dock inte tillgängliga eftersom analysresultaten inte kunde kopplas till en specifik lokal. Istället kunde exempelvis endast medelvärden (µg/l) för enskilda substanser, år för år, extraheras. De substanser som oftast överskred gränsvärdet för enskilda ämnen (0.1 µg/l) var BAM (36 gånger), atrazin (33 gånger), bentazon (22 gånger) och atrazindesetyl (20 gånger), räknat som medelvärden (SLU, 2020).

Områdesbeskrivning

Degeberga ingår i ett område som kallas för Kristianstadsslätten och berggrunden i Degebergas sydvästra del skiljs från den nordostliga genom en lokal deformationszon. Söder om deformationszonen ingår i vad som kallas Blekinge-Bornholmsorogenen och urbergshorsten kallas Linderödsåsen. I detta block består berget av finkornig till fint medelkornig granodioritisk-granitisk ortognejs som innehåller mineralet silikat, samt mindre inslag av bergarten amfibolit (C4 Teknik, 2019; SGU, 2017a; SGU, u.å.a). Det nordöstra blocket ingår i det Neoproterozoiska-fanerozoiska plattformstäckets och här dominerar istället en kritberggrund som innehåller mineralet kalcit (SGU, u.å.a; C4 Teknik, 2019). Enligt SGU:s regionindelning tillhör det nordöstra blocket Sydsveriges sedimentära berggrundsområde och det sydvästra blocket tillhör Sydsvenska höglandet. Sedimenten på den nuvarande Kristianstadsslätten består av kaolinlera, glaukonit- och kvartssand som i sin tur täcks av kalksten och sandkalksten (C4 Teknik, 2019).

Genomsläppligheten i jorden, det vill säga permeabiliteten, är i den sydvästra och sydöstra delen invid Degeberga grundvattentäkt medelhög till hög ($K = 1 \times 10^{-6} - 10^{-8}$), eftersom jordmånen utgörs av sandig morän och isälvs sediment (SGU, 2018). Borrningar har visat att moränens mäktighet generellt är cirka 5 m men på sina håll kan sträcka sig ner till 20 m (C4 Teknik, 2019). De genomgående ytvattendragen i Degeberga har även avsatt organiskt material och svämsediment med varierande kornstorlek; ett fenomen som berott på vattendragens strömningshastighet (C4 Teknik, 2019). En markkartering som gjordes av Länsstyrelsen i Skåne under perioden 2010 – 2016 visade att medelvärdet för jordlagrets mäktighet, i hela området, var 9 m (VISS, 2020). På grund av landformen och den stora mängden isälvsavlagringar i området generellt, finns det en stor grundvattenföring som legat till grund för dricksvattenförsörjningen i Degeberga (Kristianstads kommun, 2014).

Det huvudsakliga vattenmagasinet i Degeberga består av en porakvifer av sand och grus med kapaciteten $73\,018 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ och ett medeldjup av 5 m, beläget i isälvsavlagringarna (C4 Teknik, 2019; VISS, 2020). Omfattningen av det huvudsakliga magasinet är cirka 8.1 km^2 och själva grundvattentäkten utgör cirka 7.4 % av denna (VISS, 2019). Gällande strömningsriktningen så löper den i nordostlig riktning och mynnar ut i dels Helge å, dels kustområdet Hanöbukten (SGU, 2015; Vattenmyndigheterna i samverkan, 2018).

Vad gäller jordmånen är bördig brunjord (*cambisol*) vanligast i södra Sverige, speciellt på kalkrik berggrund såsom den i nordöstra Degeberga. Jordbruk förändrar dock detta till att istället bilda en matjord bestående av mineraljord och mull. Under matjorden hittas alven, jordmånen dit grödornas rötter når, som är opåverkad av bearbetning såsom plöjning (Lundqvist, 2006). Vid simuleringar av kemiska substansers fördelning i jorden kontra andra medier, är det betydelsefullt att känna till egenskaper såsom mull- och sand-halter i matjorden, alven och grunden.

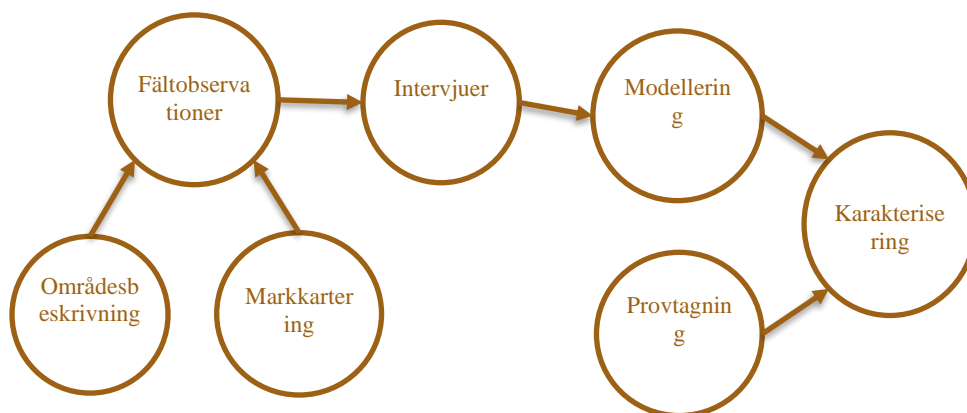
Nordväst om grundvattentäkten ligger naturreservatet Degeberga backar som sammanfaller med Natura 2000-området Söndreklack och dessa utgör tillsammans cirka 0.31 km^2 . Söndreklack och Degeberga backar präglas av stora höjdskillnader och den mindre Forsakarbäcken rinner genom området (Naturvårdsverket, 2019b; Kristianstads kommun, 2014). Även övriga delar av området präglas också av stora höjdskillnader.

Material & Metod

Farobedömningen bestod av två huvudsakliga steg som illustreras i figur 1. Det första steget gick ut på att faroidentifiera, vilket innebar att problemformulera före en skada uppstått, det vill säga att identifiera vilka faror som var relevanta utifrån negativ inverkan (US EPA, 2017; NRC, 1983; Öberg, 2009). Med negativ inverkan menades de skador som skulle kunna uppkomma hos människorna i Degeberga till följd av exponering av det eventuellt kontaminerade dricksvattnet.

Inom ramen för faroidentifieringen gjordes en fältobservationsstudie. Eftersom ett specifikt undersökningsområde avsågs, gjordes först en områdesbeskrivning, vilken i sin tur lade grunden för markkarteringen. Efter markkarteringen genomfördes intervjuer med fastighetsägare i syfte att identifiera använda pesticider samt dess faror relaterat till markanvändningen. De identifierade pesticiderna kunde därefter, tillsammans med uppgifter om markegenskaper, användas i en modell för riskberäkning kallad MACRO-DB. Påföljande steg bestod av farokarakteriseringar för respektive identifierat ämne, vilket krävde ytterligare information, till exempel från dos-responssamband. Dessa samband definierades som kvantitativa skattningar av påverkan på en nivå i ett ekosystem, vilka i sin tur krävde beskrivningar av de inneboende egenskaperna hos de verksamma ämnena i pesticiderna (Öberg, 2009).

Farokarakteriseringarna utgjorde grunden för att skatta exponeringsnivåer i uppföljande steg och för detta behövde konsekvenserna av en händelse bedömas; i den här studien genom skadorna som uppkom till följd av bekämpningsmedelsanvändning, till exempel genom läckage, inom det planerade vattenskyddsområdet.



Figur 1: Farobedömningens steg i den här studien

Områdesbeskrivning och markkartering

Kartläggningen av grundvattenmagasinet med tillhörande markanvändning i området gjordes i enlighet med Adielsson (2017), vilket medförde att kraven i författningarna SFS 2004:660 och SGU-FS 2013:1 kunde efterföljas.

All data utgick ifrån koordinatsystemet SWEREF 99 TM och samlades in från nedladdningstjänsten Geographic Extraction Tool, GET tillhandahållen av Sveriges lantbruksuniversitet, SLU samt från iKarta, Kristianstads kommuns interna kartprogram. För att sedan bearbeta dessa data användes GIS-programmet ArcMap, version 10.5.1.

Genom den geografiska avgränsningen delades ett av grundvattenmagasinen i områdets sydvästra del utifrån gränsen av det planerade vattenskyddsområdet, se figur 2. Därmed täcktes två hela och en del av ett tredje grundvattenmagasin in. I detta inkluderades ett större område än vad som skulle omfattas av det planerade skyddsområdet och därmed ingick hela grundvattenmagasinet som den ursprungliga vattentäkten låg i. Detta medförde att större areal i den nordostliga delen inkluderades och att fler potentiella faror kunde identifieras, vilket i sin tur hade betydelse för studiens första frågeställning.

Grundvattenmagasin

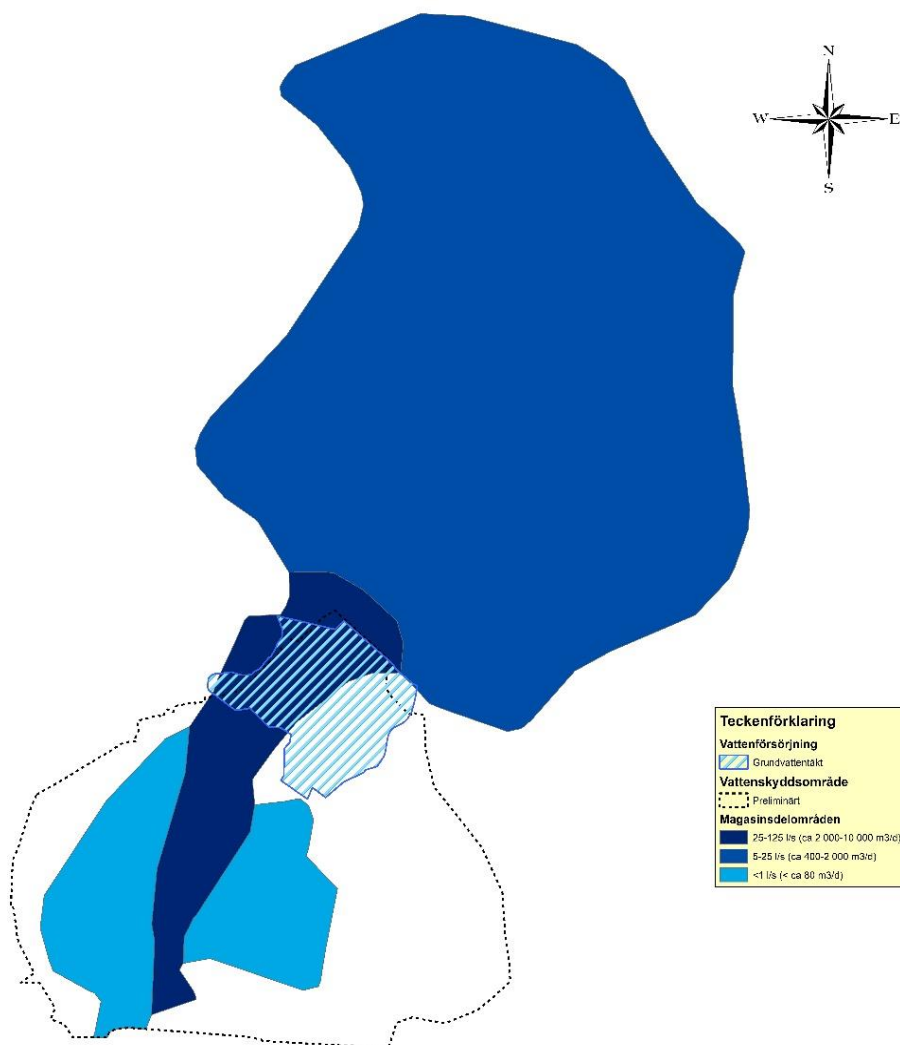
Som illustreras av karteringen i figur 2, varierade uttagsmöjligheterna mellan 5 – 125 l/s för magasinet i sin helhet men det var framförallt 5 – 25 l/s som gällde den största delen, vilket betydde goda uttagsmöjligheter enligt VISS (2019). Förutom det huvudsakliga vattenmagasinet så fanns det två grundvattenmagasin i berggrunden, vilka bestod av sprickakvifer. Uttagningsmöjligheterna i dessa magasin, sydväst och sydost om det huvudsakliga, understeg 1 l/s enligt SGU (2015).

Vattentäkten och dess direkt anslutande områden betraktades sammantaget som ett inströmningsområde på grund av Linderödsåsens höjder i jämförelse med den låglänta Kristianstadsslätten (C4 Teknik, 2019)

Jordlager

Det dominerande jordlagret inom avgränsningsområdet, illustrerat genom karteringen i figur 3, bestod av sandigt isälvssediment med hög permeabilitet samt ett djup av 20 – 50 m (SGU, 2017b). Ner till 60 m djupa isälvsvilagringar har dock hittats på enstaka platser och dessa vilade direkt på berggrunden (C4 Teknik, 2019). Mellan dessa jordlager fanns mindre områden som utgjordes av 10 – 20 m djupa älvssediment med liknande, höga permeabilitet som isälvssedimenten (SGU, 2018).

Grundvatten

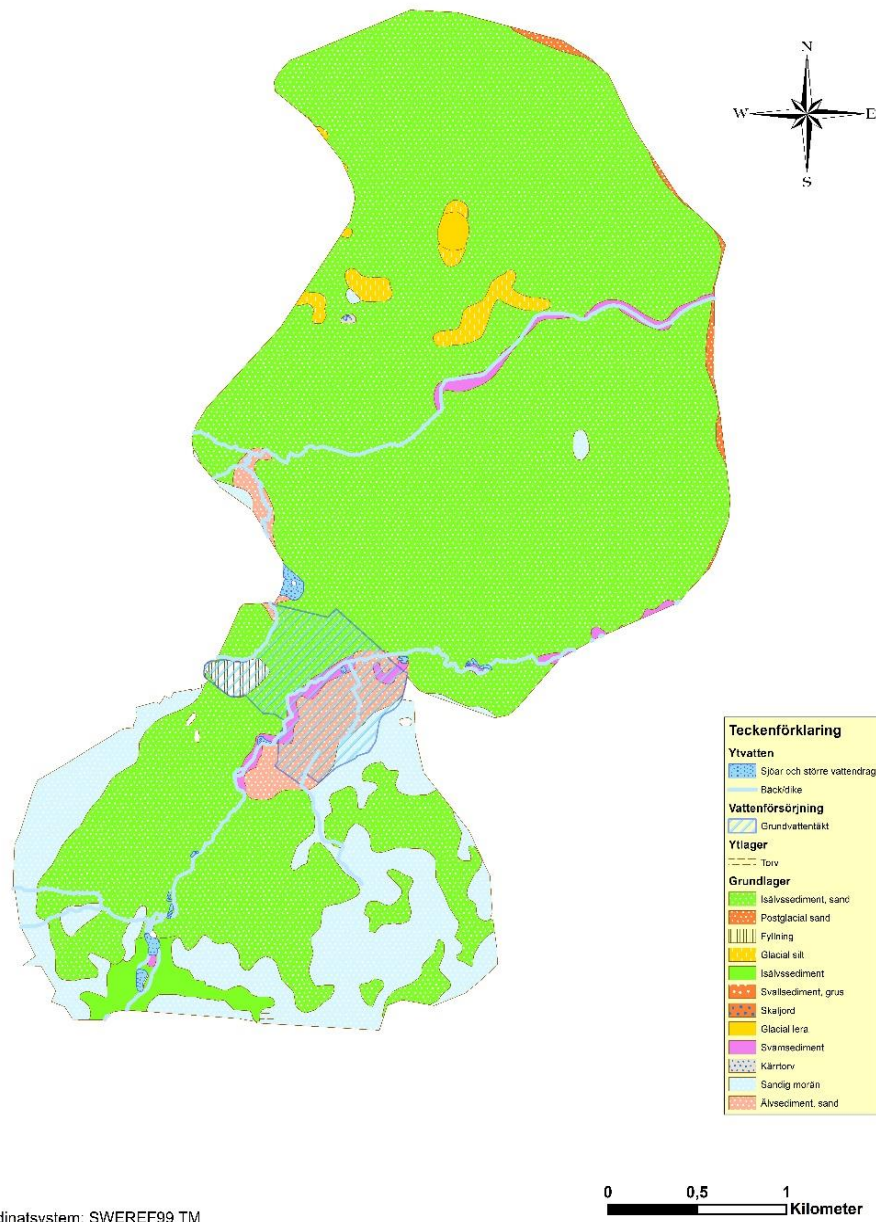


Koordinatsystem: SWEREF99 TM

0 0,5 1
Kilometer

Figur 2: Grundvattenmagasinen i Degeberga baserat på *Grundvattenmagasin*, av Sveriges geologiska undersökning, 2015 (<https://maps.slu.se>). © SGU

Jordlager

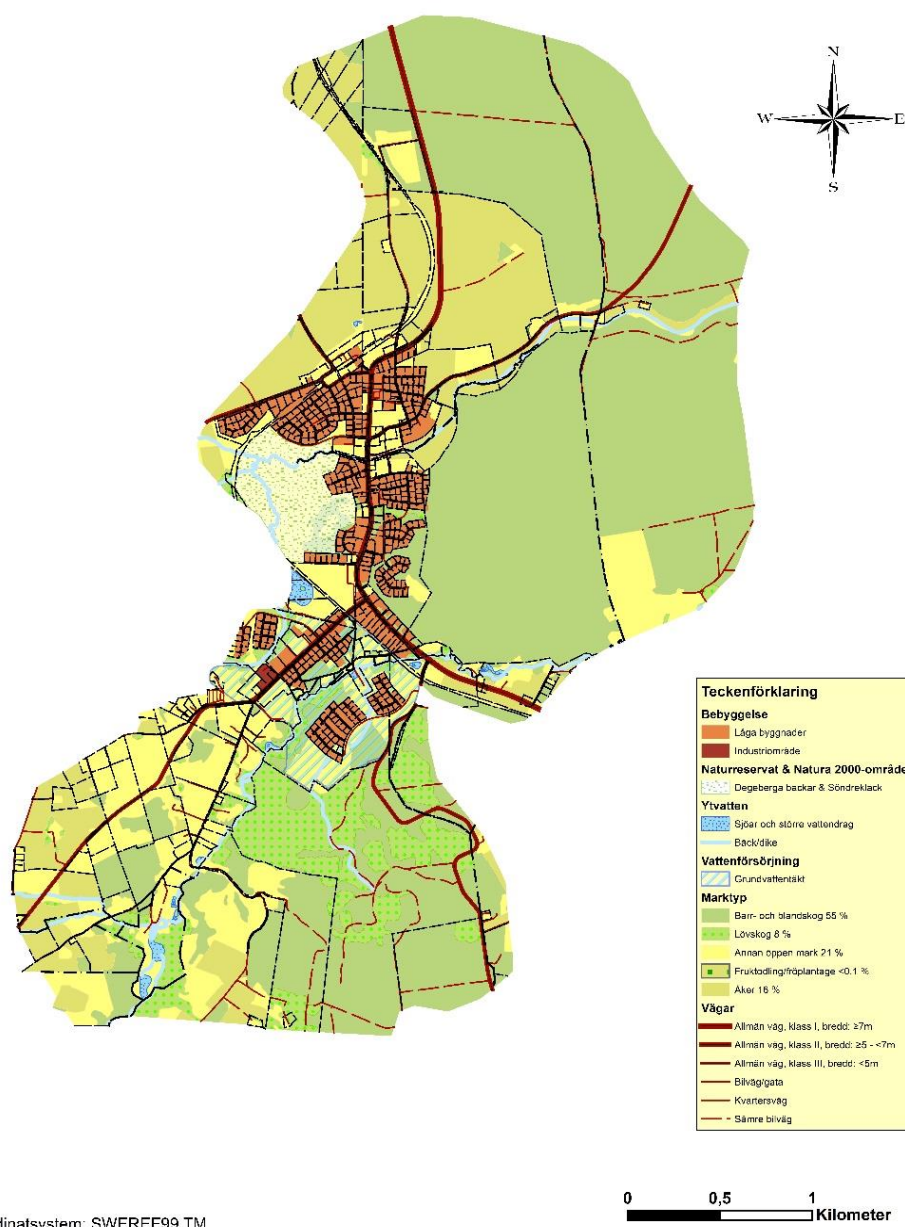


Figur 3: Jordlagret i Degeberga baserat på *Grundvattenmagasin, Jorddjup, Jordarter 1:25 000 – 1:100 000*, av Sveriges geologiska undersökning, 2015; 2017b; 2018 (<https://maps.slu.se>). © SGU

Markanvändning

Den dominerande markanvändningen för hela området utgjordes av barr- och blandskog följt av annan, öppen mark. I övrigt bestod marken av åkrar och lövskog där den förra marktypen var mer vanlig i de nordostliga delarna medan lövskogen endast hittades i de sydvästra delarna – se figur 4. I teckenförklaringen visas andelarna av respektive marktyp och i figur 5 illustreras olika markanvändningsområden.

Markanvändning



Figur 4: Markanvändningen i Degeberga baserat på *Grundvattenmagasin*, av Sveriges geologiska undersökning, 2015 (<https://maps.slu.se>). © SGU & *GSD-Fastighetskartan vektor*, av Lantmäteriet, 2020 (<https://maps.slu.se>). © Lantmäteriet, 2020



Figur 5: Andersson, D. (2020, april 23). *Urval av grödor och skogsplantor i Degeberga.* [Fotografi].

Intervjuer

Ytterligare datainsamling som underlag till faroidentifieringen genomfördes via strukturerade intervjuer över telefon under mars – april år 2020, med ett representativt urval av fastighetsägare som bedrev jord- eller skogsbruk i området. Boende i lägenheter eller villor utan sådan omfattande inverkan på markanvändningen utelämnades. Som tekniskt hjälpmedel användes ljudinspelningar för att säkerställa korrekt dokumentation av de intervjuades svar. Om deltagaren valde att inte bli inspelad, fördes istället anteckningar. För att uppfylla god etisk sed enligt Seidman (2013) och Vetenskapsrådet (2002), utgick intervjuerna ifrån följande krav:

- Information: Syfte och användning skulle framgå
- Samtycke: Frivilligt deltagande skulle tydliggöras
- Konfidentialitet: Anonymitet och personuppgifter skulle skyddas
- Nyttjande: Uppgifterna skulle endast användas för det angivna syftet

Intervjufrågorna arbetades fram genom att utgå ifrån uppgifter som ska finnas med i fastighetsägares tillståndsansökningar för användning av bekämpningsmedel i vattenskyddsområden, enligt Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen (2019). Inspiration hämtades även ifrån Svensson et al. (2015) för frågor kring

markegenskaper. En tidigare mall från Stockholms universitet (2013) användes för den underliggande formateringen av den aktuella mallen som användes vid intervjuerna. Förutom detta användes även kompletterande information från protokoll, vilka ifylles av inspektörer vid Miljö- och hälsoskyddsavdelningen (u.å.) i samband med tillsyn på lantbruksfastigheter.

Urvalet av intervjuade baserade sig på kriterierna som anges i tabell 2. Totalt inkluderade området 272 fastigheter, varav 44 uppfyllde kraven för urval och 31 valde att delta eller svara inom tre försök. För att uppfylla kraven för urval krävdes det att fastigheten var registrerad hos kommunen som en lantbruksfastighet om >2 ha eller i de fall det var ovisst, att det vid okulär besiktning av ortofoton i iKarta kunde betraktas som en lantbruksfastighet. För den här avgränsningen antogs att en eventuell spridning av pesticider inte skulle vara tillräckligt omfattande avseende påverkan på dricksvattnet. Med andra ord uteslöts fastigheter där marken huvudsakligen användes till bostäder såsom lägenheter eller villor – se figur 4. Dessutom fick fastigheten inte ligga inom ett naturvårdsområde, det vill säga naturreservat/Natura 2000-område, eftersom det antogs att inga pesticider användes där. Att fastighetsägarnas telefonnummer var allmänt tillgängliga innebär att de gick att finna på någon av webbsidorna Ratsit, Eniro eller Hitta.se.

Tabell 2: Kriterier för urval av fastigheter till intervju.

Kriterium	Uppfyllda kriterium	
	Ja	Nej
Allmänt tillgängliga telefonnummer		3
Godkänt intervju		3
Svarat inom tre försök		7
Total antal fastigheter	31	13

Om det framkom att en fastighetsägare använde sig av något preparat för bekämpning blev nästa steg att identifiera dess verksamma ämne(n). Detta gjordes genom att dess namn och identifikationsnummer (Chemical Abstracts Service, CAS) söktes upp i Kemikalieinspektionen, KEMI:s Bekämpningsmedelsregister (2019), National Center for Biotechnology Information, NCBI:s databas PubChem (2020), samt Europeiska kemikaliemyndigheten, ECHA:s CLP-databas (Classification, Labelling and Packaging,) (2020). För att sedan hämta information om de enskilda ämnenas egenskaper användes antingen Pesticide Properties Database, PPDB eller Bio-Pesticides DataBase, BPDB upprättade av Agriculture & Environment Research Unit, AERU (2020a; 2020b). Dessa två databaser används vid registrering av substanser på EU-nivå och sedermera i karakteriseringsdelen av den här studien (Boström et al., 2015). Data för respektive ämne i dessa databaser klassificeras utifrån pålitlighet. Den högsta nivån, A5, innebär att dessa data är verifierade på så sätt att de används för regleringsändamål

på EU-nivå. I de fall sådana data saknades för någon parameter användes kvantitativa struktur-aktivitetssamband, QSAR från databasen från Danmarks tekniske universitet, DTU (u.å.).

Farobedömning

Modellering

Samtliga uppgifter för markens egenskaper utarbetades genom dels markkarteringen, dels intervjuerna med fastighetsägarna vilket också inkluderade uppgifter från deras sprutjournaler. Därefter identifierades de potentiellt skadliga ämnena som markanvändningen medförde till grundvattnet, men även ämnen som potentiellt skulle kunna spridas eller läcka ut under 5–10 år framöver. Med programvaran MACRO-DB (Jarvis et al., 1997), utvecklad genom MACRO 5.1 från Larsbo et al. (2005), möjliggjordes modellering av teoretiskt möjliga koncentrationer, halveringstider och löslighet av aktuella pesticider i grundvattnet. Modellen tillhandahölls av CKB (2017) och utvecklades för att exempelvis handläggare på kommuner skulle kunna använda dess resultat som hjälp vid tillståndsprövningar. Den första simuleringen gjordes i en webbapplikation genom ett värsta-fall-scenario och baserades på tidigare simuleringar från andra användare. Nästa simulering genomfördes i programvaran MACRO-DB 4.2, om föregående resultat visade en potential att ett enskilt verksamt ämne skulle kunna överskrida gränsvärdet 0.1 µg/l enligt grundvattendirektivet (Direktiv 2006/118).

Strukturen som modellen använder sig utav definierades i Jarvis et al. (1997) och denna redovisas i bilaga I, figur 1. För att kunna köra en simulering behövde bland annat vissa av jordens egenskaper definieras; modermaterial tillika jordmån, texturklass samt mullhaltsklass, varav texturens klassificering definierades utifrån kriterierna i FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation, FAO (u.å.). Om svar saknades angående halterna sand (sand och grovmo), lera, silt (finmo och mjäla) och mullhalt, användes data från Jordbruksverkets nationella jordartskartering år 2013, sammanställd i Djodjic (2015). Dessa data visas i tabell 3. Tillsammans skulle sand, silt och ler utgöra 100 % i respektive jordhorisont, men utan avvikelser inräknat nådde halterna inte upp till detta utan de sista 0.6 respektive 0.2 % fördelades så jämt som möjligt för respektive texturvariabel. Gällande mullhalten användes den för att beräkna halten organiskt kol, genom att multiplicera mullhalten med en faktor 0.58 i enlighet med MACRO-DB.

Tabell 3: Uppgifter om matjordens textur enligt Jordbruksverkets nationella jordartkartering år 2013 från Djodjic (2015).

Nordöst	Textur	N	μ	σ
	Sandhalt	624	58.4	16.3
Lerhalt	624	11	6	
Silthalt	624	30	12	
Mullhalt	631	5.4	6.6	
Sydväst	Sandhalt	701	58.8	15.4
	Lerhalt	700	8	5
	Silthalt	700	33	13
	Mullhalt	743	10	12.9

N = Antal provpunkter

μ = Medelvärde (%)

σ = Standardavvikelse (%)

Även parametrarna odlade plantor eller grödor, klimatzon samt dos och tidpunkt för besprutningar skulle definieras. Självva markanvändningen definierades utifrån vilken typ av odling som bedrevs på respektive fastighet. Vad gällde klimatzonen kunde den väljas genom att identifiera området på en karta som finns i programmets användarmanual (CKB, 2017). Den klimatzon som valdes hade i sin tur en påverkan på vilka grödor eller plantor som gick att välja i det nästkommande steget. I det här fallet valdes klimatzonen sydsvenska mellanbygden, skånedelen respektive sydsvenska höglandet, västra delen beroende på om fastigheten låg i den nordostliga eller sydvästra delen av området. Årsmedeltemperaturen och årsmedelnederbörden kontrollerades för området en extra gång före simuleringarna gjordes, med hjälp av statistik från år 2019 (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI), 2019). Detta berodde på att området ligger beläget på gränsen mellan två klimatzoner.

Den sista parametern som berörde markegenskaperna var dräneringsstatus; artificiell dränering som betydde att täckdikning fanns, eller ej dränerat - att området överhuvudtaget inte var dränerat på artificiell väg. Därefter valdes behandlingsmetod, antal behandlingar per säsong, dos av det verksamma ämnet per behandling etcetera (CKB, 2017). Genom att undersöka säkerhetsdatablad för respektive preparat kunde uppgifter om dos av preparatet, angett i l/ha eller kg produkt/ha, tas fram. Kombinerat med uppgifter från KEMI (2019a) om koncentrationen av aktiv substans i preparatet och antal behandlingar per säsong, kunde programmet beräkna dos per behandling (kg a.s./ha).

Egenskaperna för de verksamma ämnena var inbyggda i modellen och ursprungligen hämtade från ämnesdatabasen PPDB (2020). PPDB och så småningom MACRO-DB uppdateras i takt med att ämnenas egenskaper uppdateras eller nya substanser godkänns av Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, EFSA. För de verksamma ämnena med en halveringstid kortare än 2 dagar, kördes

simuleringar med relevanta nedbrytningsprodukter istället, förutsatt att sådana fanns inbyggda i programvaran. Om en nedbrytningsprodukt ersatte moderssubstanten gjorde modellen därför en automatisk korrigering av dosen, utifrån andelen nedbrytningsprodukt (CKB, 2017). Metaboliterna och dess moderssubstanser redovisas i bilaga II, tabell 2.

Eftersom informationen från intervjuerna var diversifierad avseende markegenskaperna och användningen av olika preparat, fick minst en simulering köras för varje verksamt ämne. Det vill säga att om ett verksamt ämne i form av ett preparat användes där jordmånen bestod av sandig morän och samma ämne förekom på en annan fastighet med isälvsediment, kördes separata simuleringar.

Genom simuleringarna beräknade programmet halveringstider ($t_{1/2}$) och fördelningskoefficienter mellan organiskt kol i jord och vatten (K_{OC}). För de ämnen som inte gick att simulera i programmet hämtades uppgifterna om $t_{1/2}$ och K_{OC} från vetenskaplig litteratur. Om omräkning krävdes, från exempelvis fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, K_{OW} till K_{OC} användes följande formel:

$$K_{OC} = 0.41 \cdot K_{OW}$$

Provtagningar

För att kunna identifiera och karakterisera faror för grundvattnet behövdes även data från laboratorieanalyser sammanställas och nya provtagningar utföras. Förutom provtagningar på distributionsnätet (hos användaren) som genomfördes mellan åren 2004 – 2016, görs en utvidgad råvattenprovtagning årligen under mars månad sedan år 2017. Tekniska förvaltningen vid Kristianstads kommun genomförde råvattenprovtagningen på de två grusfilterbrunnarna (borra B1 och B2) i Degeberga, varav en illustreras i figur 6. Som instrument användes en termometer för temperaturmätning, tidtagarur samt totalt 13 kärl med volymerna 50, 100, 250 och 500 ml. Kärlen bestod uteslutande av plastmaterial förutom en mörk glasflaska för kvicksilverprovtagning. De flesta av provtagningskärlen innehöll inga preparat men för mikroorganismer innehöll flaskorna sulfat, vilket skulle neutralisera eventuella klorrester. Kärlen för provtagning av bekämpningsmedel var

autoklaverade och innehöll natriumtiosulfat som konserveringsmedel. Alla prover togs vid samma tillfälle för respektive borra men inga replikat togs. Insamlingen skedde genom att de inbyggda kranarna på respektive borra öppnades under 2 minuter varpå temperaturen mättes. Sedan brändes kranen av med brännare som ett steg i att motverka extern kontaminering. Därefter togs ett prov för mikroorganismer och sedan togs resten av proverna utan specifik ordning (Johansson, 2020)¹. All eventuell provupparbetning, i syfte att homogenisera proverna, gjordes vid laboratoriet av samma ackrediterade företag som utförde analyserna; Eurofins. Analyserna gjordes som ett led i den årliga utvidgade kontrollen och omfattade totalt cirka 82 metaller, aktiva substanser i pesticider, mikroorganismer, organiska ämnen, salter samt kväveföreningar. Analysprotokollen sammanställdes med hjälp av Microsoft Excel version 16.0.

I enlighet med HaV (2019a) jämfördes sedermera varje pesticid med gräns- och riktvärden för yt-, grund-, dricks- eller färskvatten från SLVFS 2001:30, Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME (2019), *Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden* (AFS 2018:1), Svenska Petroleuminstitutet, SPI (2012), SPI Miljösaneringsfond AB (2014), WHO (2017), Crommentuijn et al. (2000), VROM (2000, citerat i ALS Scandinavia AB 2019), *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* (HVMFS 2019:25), KEMI (2020) samt SGU-FS 2013:2. Det här gjordes för att finna de officiella värden som var lägst satta bland de utvalda källorna.



Figur 6: Andersson, D. (2020, april 23). *En borra i Degeberga*. [Fotografi].

¹ C. Johansson, personlig kommunikation, mars 27, 2020

Farokarakterisering

En dedikerad litteraturoversikt i enlighet med (Ridley, 2012) utfördes under februari - mars år 2020 för att kunna besvara den tredje frågeställningen om vilka ämnen som var betydelsefulla ur dricksvattensynpunkt i Degeberga. Detta gjordes genom att forskningsläget undersöktes för de av intervjuerna identifierade pesticiderna. Som underlag till bedömningen användes databaserna CLP, Danish (Q)SAR Database, PPDB och BPDB samt KEMI:s bekämpningsmedelsregister i kombination med granskade artiklar från Web of Science.

Faror för människor från de identifierade ämnena karakteriserades genom att experimentella data från exempelvis djurförsök, *in vivo*-studier, extrapolerades och resulterade i ett värde för den högsta dos (mg/kg kroppsvikt (bw) och dag) som inte gav förgiftningseffekter för människor, benämnt NOAEL (Svensk MeSH, u.å.). De huvudsakliga kraven för att de experimentella studierna skulle användas var att de dels undersökte kroniska (>72 h) ändpunkter (engelska *endpoint*) - ett resultatmått som avser förekomst av sjukdom, avvikelser eller symptom (Svensk MeSH, u.å.). Dels att dessa ändpunkter hade effekt på populationsnivå eller högre, exempelvis genom att reproduktionsförmågan försämrades. Extrapoleringar från *in vivo*-studier till människor innehåller dock osäkerhetsfaktorer, UF och därför användes ett UF = 10, 100 eller 1 000 beroende på datatillgång. Extrapoleringar mellan arter (*interspecies*) innebar UF = 10. Dessutom togs hänsyn till potentiella variationer inom en art (*intraspecies*), till exempel människa. Därmed multiplicerades UF med ytterligare en faktor 10, det vill säga UF = 100 (*Fluroxypyr; Pesticide Tolerances, 2013*). Med hjälp av NOAEL och UF beräknades hälsobaserade riktvärden för oral exponering genom acceptabelt dagligt intag, ADI. Ett ADI anger den uppskattade mängd av ett ämne som en frisk person kan exponeras för under varje dag av sin livstid utan att drabbas av negativa hälsoeffekter. Följande formel användes för att beräkna ADI:

$$ADI = \frac{NOAEL}{UF}$$

Resultaten från simuleringarna användes även tillsammans med karakteriseringen av de identifierade ämnena för att bedöma huruvida användningen av de olika preparaten på respektive fastighet var tillräckligt utbredd för att kunna nå grundvattnet. Därmed kunde, till viss del, kontamineringens omfattning utredas.

Resultat

Övriga potentiella föroreningskällor

Utöver Tekniska förvaltningens identifierade riskkällor som framgick av tabell 1, identifierades fler riskkällor i den nordostliga delen av området genom iKarta samt utdrag om objekten från Kristianstads kommun. Dessa objekt var enbart sådana som hade konstaterats omfatta förorenad mark enligt Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden, MIFO-metoden (1999). En sammanställning av dessa presenteras i tabell 4.

Tabell 4: Identifierade och inventerade förorenad mark-objekt enligt MIFO. Med ”avhjälp” menas att de förorenade massorna hade tagits om hand.

Branschklass (1 – 4)	Riskklass (1 – 4)	Objekt	Status
Saknas		Drivmedelsstationer	3 st sanerade 1 st osanerad
Saknas		Tankställe åkerifirma	Befintlig
Saknas		Parkering	Avhjälp
Saknas		Hemtjänstlokal	Avhjälp
Saknas		Minkfarm	Nedlagd
4		Snickerifabrik	Befintlig
4		Snickerifabrik	Nedlagd
3		Bilverkstad	Nedlagd
2		Drivmedelsstation	Befintlig
	4	Deponi	Nedlagd
	3	Skrot	Befintlig
	3	Deponi	Nedlagd
	3	Plantskola & handelsträdgård	Nedlagd
	2	Sågverk	Nedlagd

Branschklasserna innebar antingen att objekten bara skulle identifieras (klass 4) eller att de dessutom skulle inventeras (klass 1 och 2) i enlighet med MIFO (Naturvårdsverket, 1999). Vad gäller branschklass 3 gjordes individuella

bedömningar enligt (Naturvårdsverket, 2011b). Med andra ord gällde att samtliga riskklassade objekt skulle ha genomgått en inventering.

Intervjuer

Svaren från de intervjuade som använde någon form av bekämpningsmedel presenteras i tabell 5. Några av de intervjuade ägde eller arrenderade flera fastigheter och dessa markers areal sammanslogs då i samma rad i tabellen. Det här innebar att de 31 ”deltagarna” i praktiken utgjordes av 23 fastighetsägare, varav sex av dem använde pesticider på sina marker. Av tabellen framgår att ett preparat var okänt då det endast markerats med ”x”, eftersom fastighetsägaren uppgav att hen inte visste preparatets namn. De flesta av de svarande fastighetsägarna odlade vall men på störst yta odlades spannmål och raps. De fastigheter som inte låg inom det planerade vattenskyddsområdet markerades med ”-”.

För att se samtliga 23 intervjusvar hänvisas läsaren till den sammanställda formen i bilaga II, tabell 1.

Tabell 5: Intervjusvar från fastighetsägare som använde bekämpningsmedel inom den geografiska avgränsningen. Odefinierade spannmål benämns endast som ”spannmål”.

Fastighetsägare #	Fastighetsstorlek (ha)	Preparat	Frekvens behandlingar	Typ av gröda/planta	Plöjning	Reducerad jordbearbetning	Konventionell odling	Zon i vattenskyddsområdet ²	Dränering
1	2.1	Starane XL		Vall		x	x	Tertiär	x
2	43.4	TRICO Garden	1 ggr./år i 2 år	Blandad skog				Tertiär	
3	3.5	x ¹		Vall, Spannmål	x		x	-	
4	5.1	Conserve	1 ggr./månad	Grönsaker, Rotfrukter	x		x	-	
5	149.9	Starane XL, Moddus start, Caryx, Amistar, Biscaya OD 240, Belkar, Agil 100 EC, Primus XL, Ascra Xpro, Comet Pro, Armure, Mavrik, Boxer, Legacy 500 SC, Ariane S	1 ggr./år	Höstkorn, Höstvet, Vårkorn, Havre, Höstraps	x		x	-	
6	46.2	TRICO		Vall, Havre, Skog	x		x	Tertiär	x

¹ Enligt fastighetsägaren okända namn på använda preparat

² Zoner utanför vattenskyddsområdet, tillika den nordöstra delen av studieområdet, markerade med ”-”

Farobedömning

Modellering

Tillsammans med utspädningsfaktorer definierade i CKB (2017) beräknade modellen automatiskt uppskattade medelkoncentrationer för aktiva substanser på 2 meters djup, det vill säga precis vid den tänkta grundvattenytan. Tillsammans med modellerade halveringstider ($t_{1/2}$) och fördelningskoefficienter angett som adsorption till jordpartiklar (K_{OC}), presenteras dessa resultat i tabell 6. Simuleringarna visade att endast klopuralid översteg EU:s gränsvärde (0.1 µg/l). Vad gäller löslighet visade ämnen med $\log K_{OC} > 1.64$ (enligt formeln på s. 31) potential för bioackumulation. Ämnen med $t_{1/2} > 120$ dagar, vilket gäller jord, innebar att persistenta egenskaper för dessa ämnen fanns.

Tabell 6: Resultatet av simuleringarna i MACRO-DB.

Ämne (CAS #)	μ (µg/l)	$t_{1/2}$ (dagar)	$\log K_{OC}$ (cm ³ /kg)
¹ Fluroxipyr-1- metylheptylester (81406-37-3)	0.005	13.1	1.83
Florasulam (145701-23-1)	< 0,001	1.85	1.30
MCPA (5221-16-9)	< 0,001	24	1.87
Klopuralid (57754-85-5)	1.2	34	0.70
Trinexapak (95266-40-3)	< 0,001	5.4	2.62
Mepikvatlorid (24307-26-4)	< 0,001	18.4	2.94
Metkonazol (125116-23-6)	< 0,001	84	3.05
Azoxistrobin (131860-33-8)	< 0,001	84.5	2.63
Tiaklopid (111988-49-9)	< 0,001	41.7	2.41
Halauxifen-metyl (943831-98-9)	< 0,001	7.5	1.90
Pikloram (1918-02-1)	< 0,001	13.8	1.30
Propakizafop (111479-05-1)	< 0,001	24.3	2.55
Fluopyram (658066-35-4)	< 0,001	123.1	2.45
Protiokonazol (178928-70-6)	< 0,001	24.1	2.76
Bixafen (581809-46-3)	< 0,001	203	3.59
Pyraklostrobin (175013-18-0)	< 0,001	62	3.97
Difenokonazol (119446-68-3)	< 0,001	130	3.58
Propikonazol (60207-90-1)	< 0,001	71.8	2.98
Tau-fluvalinat (102851-06-9)	< 0,001	31	4.27
Prosulfokarb (52888-80-9)	< 0,001	12.4	3.23
Diflufenikan (83164-33-4)	< 0,001	141.8	3.30

μ = Medelkoncentration i grundvatten efter utspädning

$t_{1/2}$ = Halveringstid

K_{OC} = Fördelning mellan organiskt kol i jord och vatten

¹ Endast värdet som översteg detektionsgränsen (< 0.001) redovisas då detta ämne ingick i flertalet preparat. Resultatet gäller därmed endast för den sydvästra delen av studieområdet.

Provtagningar

Provresultaten från borrarna B1 och B2 vid Degeberga vattenverk visade att inga av de 28 analyserade pesticiderna kunde detekteras (<0.010 µg/l) under något av åren 2017 – 2020. Detsamma gällde provtagningarna som gjordes på distributionsnätet åren 2004 – 2016. Dessa pesticiders beteckningar och tillhörande ämnesgrupp presenteras i tabell 7. De lägsta rikt- eller gränsvärdena, som understeg 0.1 µg/l, från referenserna som angavs i avsnittet *Farokarakterisering* ovan, anges också i tabellen.

Tabell 7: Analyserade substanser från provtagning i borra B1 och B2. Inga översteg detektionsgränsen (<0.01 µg/l). De ämnesgrupper för vilka ingen svensk översättning hittades, har angetts med kursiv stil. Endast de lägst funna rikt- eller gränsvärdena under EU:s gräns (<0.1 µg/l) anges.

Ämnesgrupp	Ämne (CAS #)	Rikt- eller gränsvärde (µg/l)	Referens
Bensofuraner	Etofumesat (26225-79-6)		
Benzamider	BAM (2008-58-4)		
<i>Benzothiazinones</i>	Bentazon (25057-89-0)		
Fenoxisyror	Fenoxaprop (95617-09-7)		
Fenoxisyror	Diklorprop (120-36-5)		
Fenoxisyror	MCPA (94-74-6)	0.02	Vroom i ALS Scandinavia AB (2019)
Fenoxisyror	Mekoprop (93-65-2)		
<i>Imidazolinone</i>	Imazapyr (81334-34-1)		
Kinoliner	Kvinmerak (90717-03-6)		
Kloracetamider	Metazaklor (67129-08-2)		
Klorfenoxisyror	2,4-D (94-75-7)		
Organofosfater	Dimetoat (60-51-5)		
<i>Phosphonoglycine</i>	Glyfosat (38641-94-0)		
<i>Phosphonoglycine</i>	AMPA (1066-51-9)		
Pyridazon	Kloridazon (1698-60-8)		
Pyridiner	Klopyralid (1702-17-6)		
Pyridiner	Fluroxipyr (69377-81-7)		
Sulfonylurea	Klorsulfuron (64902-72-3)		
Sulfonylurea	Metsulfuronmetyl (74223-64-6)	0.02	HVMFS 2019:25
<i>Triazinone</i>	Metamitron (41394-05-2)		
<i>Triazinone</i>	Metribuzin (21087-64-9)	0.08	HVMFS 2019:25
Triaziner	Atrazin (1912-24-9)	0.029	Vroom i ALS Scandinavia AB (2019)
Triaziner	Atrazin-desetyl (6190-65-4)		
Triaziner	Atrazin-desisipropyl (1007-28-9)		
Triaziner	Cyanazin (21725-46-2)		
Triaziner	Simazin (122-34-9)		
Triaziner	Terbutylazin (5915-41-3)	0.02	KEMI (2020)
Urea	Isoproturon (34123-59-6)		

Farokarakterisering

Resultatet av karakteriseringen för samtliga identifierade ämnen sammanställs i tabell 8 och i respektive textavsnitt nedanför tabellen, som i sin tur innehåller dess referenser vilka baserades på litteraturöversikten. Karakteriseringarna avsåg de verksamma ämnena som dels identifierades under intervjuerna, dels rymdes inom studiens tidsbegränsning.

De effekter som de bakomliggande studierna undersökte och varefter NOAEL bestämdes, presenteras i tabell 8 som ”ändpunkt”. I tabellen presenteras även uträknade ADI. Även K_{OC} samt $t_{1/2}$ för respektive verksamt ämne presenteras. Om koncentrationen av ämnet tidigare hade uppmätts i biota genom vetenskapliga studier, alternativt beräknats genom QSAR, angavs även biokoncentrationsfaktorer, BCF i tabellen. I de fall då motsvarande värden för ADI från EPA hittades, benämnt referensdos, RfD, angavs även dessa, av jämförelseskäl, i tabell 8.

Tabell 8: Verksamma ämnen i de preparat som identifierades i intervjuerna. Dessa ämnen ingick inte i det analyspaketet kommunen använde för provtagna bekämpningsmedel. Karakteriseringarna för ämnena baseras på litteraturoversikten vars referenser anges i respektive textavsnitt nedanför den här tabellen.

Ämne (CAS #)	Ändpunkt	NOAEL (mg/kg bw)	UF	ADI (mg/kg bw)	RfD (mg/kg bw)	log Koc (cm ³ /g)	BCF (l/kg)	t _{1/2} (dagar)
Spinosyn A (131929-60-7)	<ul style="list-style-type: none"> Hematologiska och klinisk-kemiska förändringar Sköldkörtel- och njurvakuolisering (blåsbildning) 	2.4	100	0.024	0.0249	4.54	114	6.5–46.3 (i jord)
Spinosyn D (131929-63-0)	<ul style="list-style-type: none"> Akkumulering av mononukleära fagocyter (RE-celler) Degeneration av hjärta och muskelfibrer 						115	11.3–62.6 (i jord)
Fluroxipyr-1-metylheptylester (81406-37-3)	<ul style="list-style-type: none"> Ökad njurvikt Försämrad njurfunktion Ökad förekomst av membranös glomerulonephritis 	80	100	0.8	1	4.29	452.8	0.5–3 (i jord)
Florasulam (145701-23-1)	<ul style="list-style-type: none"> Anemi Gallgångsförträngning Ökad AP och levervikt Vakuolisering i lever och binjurar 	5	100	0.05	0.05	1.34	1.5	18 (i vatten)
CMIT (55965-84-9)	<ul style="list-style-type: none"> Reproduktion 	2.8	100	0.028				>60 (i vatten)
MIT (55965-84-9)								>30 (i vatten)

NOAEL = No Observed Adverse Effect Level

UF = Osäkerhetsfaktor

ADI = Acceptabelt dagligt intag

RfD = Referensdos

Koc = Fördelning mellan organiskt kol i jord och vatten

BCF = Biokoncentrationsfaktor

t_{1/2} = Halveringstid

bw = Kroppsvikt

Spinosad (Conserve)

Spinosad är en insekticid som ursprungligen genererades med hjälp av bakterien *Saccharopolyspora spinosa* och klassas därför som en biopesticid (Guojun et al., 2016). Ämnet används enligt KEMI (2019a) för skydd av tomat, gurka och prydnadsväxter mot trips (*Thysanoptera*) och tvåvingar (*Diptera*). Spinosad används även för att förhindra angrepp på bomull från skadeinsekter tillhörande fjärilsordningen (*Lepidoptera*) enligt Thompson et al. (2000) och Santos & Pereira (2020). Från intervjuerna framkom det att Spinosad, genom preparatet Conserve, användes på en av fastigheterna i Degeberga. Spinosad är enligt ECHA (2020) väldigt toxisk med långtidseffekter på akvatiskt liv och ett exempel är hinnkräftan (*Cladocera*) *Daphnia magna*, för vilken en dödlig koncentration för 50 % av populationen, LC₅₀, uppmättes till 4.1 µg/l (Santos & Pereira, 2020). Motsvarande effekt för däggdjur, i det här fallet råttor, var däremot 3 738 mg/kg på oral väg (Yano et al., 2002). FAO och EFSA genomförde år 2006 respektive 2018, granskningar av riskbedömningar för spinosad och dess metaboliter (FAO, 2006; Arena et al., 2018). Bägge myndigheter bedömde att studien från Yano et al. (2002) på råttor gav de mest relevanta värdena att extrapolera till NOAEL och därför presenterades detta värde i tabell 8.

Spinosad består framförallt av metaboliterna spinosyn A och D, vilket medförde att FAO och EFSA gjorde individuella bedömningar av t_{1/2} för dessa. EFSA hade på grund av dess nyare bedömning haft tillgång till senare data, vilka resulterade i modelleringar enligt FOCUS (Boesten et al., 2009) i kombination med laboratorie- och fält-studier (Arena et al., 2018). Resultatet från EFSA jämfördes också med motsvarande värde inbyggt i MACRO-DB där det typiska t_{1/2}-värdet, angivet i BPDB (AERU, 2020b), visade att både spinosyn A och spinosyn B var i linje med Arena et al. (2018). På grund av att Conserve inte hade godkännande för användning utanför växthus, gick det dock inte att simulera dess användning i MACRO-DB (KEMI, 2019a).

Vad gällde lösligheten, K_{oc}, fanns inga värden för varken spinosyn A eller D angivna i BPDB, istället användes värdet för spinosad. Värdet BCF för spinosad hämtades också från BPDB (AERU, 2020b). Förutom ett uträknat ADI angavs RfD i tabell 8, vilket hämtades från föreskriften *Spinosad; Pesticide Tolerances* (2019). Potentialen för grundvattenkontaminering över gränsvärdet för dricksvatten (0.1 µg/l) var låg enligt samtliga FOCUS-simuleringar enligt Arena et al. (2018).

Fluroxipyr -1-metylheptylester (Starane XL, Primus XL och Ariane S)

Fluroxipyr-1-metylheptylester är en herbicid som ingår som ett av de verksamma ämnena i preparaten Starane XL, Primus XL och Ariane S. Dessa preparat används för att förhindra spridning av ogräs i spannmål och vall enligt KEMI (2019a). Dessutom ska substansen ha påträffats i både färgämnen och smaksättare såsom tillsatser och kryddor i livsmedel enligt US EPA (u.å.).

Gällande ämnets toxiska egenskaper bedömdes det inte som toxiskt vid oral exponering (råtta $LD_{50} > 2000$ mg/kg) enligt EFSA (2011). LD_{50} innebär en dödlig dos för 50 % av en population. Uppgifterna styrktes dels av PPDB som klassificerade dessa som A5 (AERU, u.å.), dels granskning av Anastassiadou et al. (2019). Vidare framkom det i EFSA (2011) och AERU (2020a) att gällande NOAEL baserades detta värde på att kritisk effekt hittats i njurar hos råttor, möss och hundar. Under dessa 90-dagars kroniska studier på råttor och möss visade det sig att råttor var mest känsliga, vilket föranledde redovisningen av data i tabell 8. För att beräkna ADI utgick EFSA (2011) från en 2-årsstudie på råtta och applicerade en osäkerhetsfaktor 100. Förutom det uträknade ADI-värdet angavs RfD i tabell 8, vilket hämtades från *Fluroxypyr; Pesticide Tolerances* (2013).

Enligt EFSA (2013) är ämnet väldigt fettlösligt ($\log K_{ow} > 5$), vilket bekräftades i PPDB där $\log K_{oc} = 4.29$ (AERU, 2020a). Gällande BCF beräknade DTU (u.å.) det genom sin QSAR-modell. Ämnet har emellertid visat sig ha en kort halveringstid, $t_{1/2} = 0.5\text{--}1.8$ dagar i labb vid 20 °C respektive 3 dagar i fält enligt AERU (2020a).

Florasulam (Starane XL och Primus XL)

Florasulam är ytterligare ett verksamt ämne i preparaten Starane XL och Primus XL. Substansen har bland annat visat sig effektiv för att bekämpa ogräs såsom kålmalke (*Sonchus oleraceus*) och ogräsbinkor (*Conyza canadensis*) (Peerzada et al., 2019; Crose et al., 2020). Gällande dess egenskaper angav EFSA (2015) att den inte var toxisk för vare sig råttor eller möss ($LD_{50} > 5000$ mg/kg) på oral väg. Likadant gällde dermal exponering ($LD_{50} > 2000$ mg/kg) för råtta. Dessa värden bekräftades av klassificeringen A5 i PPDB (AERU, 2020a).

Vad gäller NOAEL baserades det angivna värdet i tabell 8 på både en 90-dagars och en 1-årsstudie av kritiska effekter på bland annat njurarna och levern hos hundar. Motsvarande värde efter en 90-dagarsstudie av råtta resulterade i NOAEL = 100 mg/kg bw per dag där symptom såsom njurhypertrofi och papillär njurnekros uppstod. En annan, 2-årsstudie, för råttor, resulterade i NOAEL = 10 mg/kg bw per dag (EFSA, 2015). Gällande RfD samt UF för att beräkna ADI, hämtades dessa värden från *Florasulam; Pesticide Tolerances* (2018).

Enligt simuleringar med FOCUS beräknade EFSA (2015) $\log K_{oc} = 1.02$, men detta värde var äldre än det angivet i PPDB och sedermera i tabell 8 (AERU, 2020a). Gällande BCF angavs också detta i PPDB och således i tabell 8.

Avseende persistensen har tidigare hydrolysexperiment vid neutralt pH (= 5–7) och 25 °C visat att $t_{1/2} = 30$ dagar medans det under basiska förhållanden (pH = 9) resulterade i $t_{1/2} = 99$ dagar. Oavsett har andra studier visat att nedbrytningen i opåverkad vattenfas resulterat i $t_{1/2} = 18$ dagar (AERU, 2020a).

Metylkloroisotiazolinon och metylisotiazolinon (TRICO och TRICO Garden)

Metylkloroisotiazolinon (CMIT) blandat 3:1 med metylisotiazolinon (MIT) är en organisk blandning med konserverande egenskaper. Dess användningsområden är bland annat som konserveringsmedel i hårvårdsprodukter, vattenbaserad färg (Burnett et al., 2010) och djurfoder (ECHA, 2020; KEMI, 2019a). Av intervjuerna kunde det konstateras att på 3 av fastigheterna i Degeberga användes preparaten TRICO och TRICO Garden innehållandes denna blandning. Syftet med användningen var att avskräcka hjorddjur från att beta nyplanterad skog. Blandningen är varken mutagen eller cancerogen för människor och däggdjur men den kan orsaka allvarliga allergiska reaktioner i kontakt med huden såsom rosacea (Alwan et al., 2014; Spiewak & Dutkiewicz, 2004). Vid sväljning kan den vara medium toxisk (råtta $LD_{50} = 53$ mg/kg) och ha långtidseffekter på akvatiskt liv (NCBI, 2020; ECHA, 2020).

Gällande uppgifter i BPDB eller PPDB för ämnena separat eller i blandad form fanns det inga. Däremot gjorde EFSA ett vetenskapligt utlåtande om säkerhetsutvärderingen av CMIT/MIT-blandningen (EFSA, 2010a). I utlåtandet framgick att Scientific Committee on Consumer Safety, SCCS (2009) kom fram till ett gällande NOAEL baserat på reproduktionspåverkan för råtta över två generationer vid oral exponering (Rohm & Haas, 1998, citerat i Kim et al., 2019). Genom att använda samma osäkerhetsfaktor som FAO och EFSA gjorde för övriga karakteriserade ämnen, kunde ett ADI beräknas för CMIT/MIT.

Gällande bioackumulationsförmågan angav EFSA (2010a; u.å.a.) att underlag från toxikokinetiska studier i kombination med låg fettlöslighet ($\log K_{ow} = 0.75$) vid 27 °C enligt SCCS (2009), indikerade att det inte borde föreligga någon risk för ackumulation i människa. Avseende $t_{1/2}$ angav olika hydrolysexperiment att halveringstiden i vatten för CMIT var >60 dagar och MIT >30 dagar vid pH = 7, vilket låg närmast provtagningarna, och temperaturen 25 respektive 20 °C. Det bör dock tilläggas att hydrolysexperiment visat att vid högre pH (= 9) och högre temperaturer, uppemot 50 °C, minskar $t_{1/2}$ betydligt (EFSA, u.å.a.).

Diskussion

Fältobservationerna visade att det fanns 17 objekt som kunde utgöra en risk för miljön i området. Av dessa var 12 antingen sanerade, nedlagda eller avhjälpna enligt tabell 4. Då bedömningar av riskerna med källorna som angavs i tabell 1 och 4 inte rymdes inom den här studiens avgränsningar, hänvisas läsaren till det tekniska underlaget från Tekniska förvaltningen (C4 Teknik, 2019).

Åkermarken i hela det studerade området utgjorde cirka 16 %, vilket enligt Jarvis et al. (2018) innebär att det finns en risk för kontaminering av vattentäkten. Dock hittades den större delen av åkermarken i den nordöstra delen och inte inom det planerade vattenskyddsområdet – se figur 4.

Intervjuerna visade att pesticidanvändning skedde på nio av de 23 svarande fastighetsägarnas marker. Det absolut största antalet pesticider användes på markerna utanför vattenskyddsområdet; omkring 63 % av de cirka 250 ha skogs- och åkermark där användning överhuvudtaget skedde. Ingen pesticidanvändning identifierades inom vare sig sekundär eller primär zon, utan endast inom den tertiära – se tabell 5. Av de 13 fastigheterna som inte uppfyllde kriterierna för intervju enligt tabell 2, låg cirka 123 ha, motsvarande 86 %, inom det föreslagna vattenskyddsområdet.

Resultatet från simuleringarna i modellen MACRO-DB visade att endast två pesticider potentiellt kunde överstiga detektionsgränsen efter utspädning i grundvattnet: Fluroxipyr (0.005 µg/l) och klopuralid (1.2 µg/l) – se tabell 6. Dessa ämnen hade dock analyserats med hjälp av provtagningar på både distributionsnätet och råvattnet sedan år 2004 och aldrig överstigit laboratoriets detektionsgräns 0.010 µg/l – se tabell 7. Gällande utspädningen analyserades den utifrån naturliga variationer i enlighet med HaV (2019a).

Vad gäller farokarakteriseringarna var det endast för preparaten Conserve, Starane XL, Primus XL, Ariane S, TRICO och TRICO Garden som underlag kom in i tid för studien. Således karakteriserades endast de verksamma ämnena i dessa preparat, vilka avhandlades i tabell 8 och respektive textavsnitt nedanför tabellen. Inga av dessa ämnen ansågs vara persistenta ($t_{1/2} > 120$ dagar i jord eller $t_{1/2} > 40$ dagar i sötvatten), bioackumulerande (BCF $> 2\,000$ l/kg) eller toxiska (NOAEL < 0.01 mg/kg) enligt *Registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach)* (Förordning 1907/2006). Höga BCF-värden hör ofta ihop med höga K_{OW} (> 4) och således K_{OC} , vilket innebär att fettlösligheten för ett ämne ökar i takt med ett högre BCF (Walker et al., 2012). I det här fallet visade dock tabell 8

att det sambandet inte kunde styrkas. Anledningen till detta skulle kunna undersökas i uppföljningsarbetet.

Pesticider i skånska grundvatten

Jämförelsen mellan grundvattenförekomsterna som den här studien har avhandlat och de mest jämförbara studierna som behandlades i avsnittet bakgrund, Virgin (2012) och Rabow (2017), var inte oproblematisk. Samtliga sex provtagningspunkter i den angränsande grundvattenförekomsten bestod nämligen av bergbrunnar. Det finns också en risk att substanser från porakvifern i Degeberga läcker till bergsmagasinet i den nordöstra förekomsten då bägge överlappar med varandra och strömningsriktningen är nordostlig. En noggrann utredning av hydrogeologin skulle dock troligtvis behövas för att kunna dra en sådan slutsats.

Områdesbeskrivning

För att kunna göra en farobedömning behövs kunskap om själva faran och i det här fallet skadliga substanser, men även om systemet. Det var på så sätt som intervjuerna och fältobservationen fick sina verkliga betydelser.

Grundvattenmagasin

Statusen kemiskt och kvantitativt för det huvudsakliga grundvattenmagasinet betecknades som god under perioden 2010 – 2016 i enlighet med EU:s grundvattendirektiv (Direktiv 2006/118) och föreskriften SGU-FS 2013:2. Dock hade klassificeringen under nuvarande förvaltningscykel, 2017 – 2021, satts till ”betydande påverkan” för källorna jordbruk samt transport och infrastruktur. Gällande jordbruket menade ansvarig länsstyrelse att näringsämnen i form av nitrat riskerade att sänka statusen (VISS, 2020). Området utpekades också som nitratkänsligt generellt enligt *Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket avseende växtnäring* (SJVFS 2004:62). För sektorerna transport och infrastruktur var det istället klorid som riskerade att sänka statusen för magasinet, på grund av vägsaltning. Tillförlitligheten för dessa klassificeringar var dock låg i bägge fallen enligt VISS (2019), eftersom stationen inte bedömdes representera påverkan från vare sig jordbruk eller vägsaltning. Den här tillförlitligheten borde även inkludera parametrarna: Bekämpningsmedel - alla ämnen och enskilda, eftersom ingen klassificering hade gjorts för dessa i grundvattenförekomsten

överhuvudtaget under varken förvaltningscykel 1 eller 2 (VISS, 2020). Dessa parametrar skulle ingå i klassificeringen kemisk status enligt vattendirektivet (Direktiv 2000/60). Enligt Boström et al. (2015) så hade vissa grundvattenförekomster i Skåne fått god kemisk status trots att data för bekämpningsmedel saknades. Vidare menade Boström et al. (2015) att vattenskyddsområden borde omfatta hela inströmningsområdet. I fallet med Degeberga täckte det planerade vattenskyddsområdet den sydvästra delen av studiens geografiska avgränsning, men inte den nordöstra.

Jordlager

På grund av den höga permeabiliteten i jorden för detta med sig att föroreningar med relativ enkelhet kan följa med ner i grundvattnet. Således borde aktiviteter i form av exempelvis lantbruk, kunna föra med sig en någorlunda stor påverkan på grundvattnet (Boström et al., 2015).

Markanvändning

Av vad som framgick i länsstyrelsernas markkartering för anslutande avrinningsområden hade markanvändningen inte hittills utvärderats och inte några terrestra ekosystem identifierats (VISS, 2020). Det grunda medeldjupet i porakvifern indikerade därmed behovet av en kartering ur risksynpunkt.

Markkartering och övriga potentiella föroreningskällor

Genom skärningen av det sydvästra grundvattenmagasinet med det planerade vattenskyddsområdet kunde en jämn nivå longitudinellt hållas med de två andra grundvattenmagasinen och tillsammans utgjorde dessa den underliggande geografiska avgränsningen. Motivet bakom den här spatiala avgränsningen var att i huvudsak täcka in hela det nuvarande vattenskyddsområdet, men även att täcka in de två södra ytorna som löpte parallellt med det planerade vattenskyddsområdet – se figur 2. Sammantaget utgick därmed kunskapsunderlaget för fältobservationerna åtminstone delvis från empiri.

Endast objekt som hade identifierats eller inventerats av Kristianstads kommun sammanfattades i tabell 4. Det tekniska underlaget från Tekniska förvaltningen omfattade enbart generella beskrivningar av objekten inom det planerade vattenskyddsområdet samt en så kallad riskvärdering för dessa enligt tabell 1 (C4 Teknik, 2019). Därmed fanns ett behov av att diskutera dessa övriga

potentiella föroreningskällor och särskilt dem utanför vattenskyddsområdet men ändå inom studiens spatiala avgränsning i enlighet med figur 2–4. Dessutom vore det intressant att riskbedöma dessa i ett uppföljande projekt.

Antropogen (mänsklig) påverkan i området kunde konstateras härstamma från flertalet olika källor. I det före detta sågverket förekom doppning, det vill säga att virket behandlades med exempelvis klorfenoler (SGU, 2017c). Detta i syfte att förhindra blånadsskador som annars kunde uppkomma vid en fuktkvot över 30 % (Olsson, u.å.). I den nedlagda plantskolan och handelsträdgården användes främst rökmedel samt pesticider vid behov (Appelberg, 2013). Påfyllnad av sprutan gjordes i växthuset som än idag står kvar på platsen. I en kasun utanför förvarades eldningsolja till uppvärmning, samt fungiciden afulgan. I inventeringen framkom det att andra pesticider kan ha förekommit men att inget var säkerställt. Känsligheten gentemot grundvattnet bedömdes i MIFO-inventeringen som mycket stor men spridningsförutsättningarna bedömdes samtidigt som låga. Dock kunde rester av pesticider finnas kvar i det översta jordlagret, vilket förmodligen var en av anledningarna till att objektet fick klassificeringen 3 (måttlig risk) (Appelberg, 2013).

Det har funnits och fanns i skrivande stund fortfarande fem förorenade objekt inom det avgränsade området som saknade klassificering. Fyra av dessa var försedda med drivmedelsstationer, varav tre hade sanerats och förklarades rena under år 2000. Den fjärde fastigheten var försedd med en drivmedelsstation fram till år 1972. Fastighetsägaren tecknade dock aldrig något avtal med kommunen om att få fastigheten undersökt och eventuellt sanerad. I skrivande stund var däremot en ny detaljplan förestående. Det femte objektet som avsågs var det befintliga tankstället för åkerifirman.

I övrigt hade drivmedelsstationen med branschklass 2 inte inventerats enligt MIFO ännu. Vad gällde den nedlagda bilverkstaden (branschklass 3), var det i första hand en identifiering som skulle ske enligt Naturvårdsverket (2011b). Därav tilldelades objektet ingen riskklassning. Vad gällde deponierna så lades dessa ned på 60 respektive 70-talen. Bägge hanterade hushålls- och byggavfall medans den med högre riskklass även hanterade industriavfall. Gällande lakvattenuppsamling och efterbehandlingsåtgärder hade endast yttäckning genomförts.

Angående minkfarmen lades den ner i början av 70-talet. I samband med driften användes möjligtvis en hel del pesticider mot ”ohyra” såsom DDT, cypermetrin, diflubenzuron, malation, diazinon, lindan och chloralose. Dessutom användes ”smörjoljor, dieselolja och eventuellt köldmedel” (Bryllert, 2020)².

Skrotverksamheten tilldelades riskklass 3 under år 2012. Detta var dock en preliminär riskklassificering som förmodligen berodde på att bland annat glykol och petroleumprodukter såsom drivmedel och olika sorters oljor hanterades. Dock

² A. Bryllert, personlig kommunikation, maj 13, 2020

bedömdes det inte finnas några känsliga områden eller skyddsvärda objekt i omgivningen enligt Miljö- och hälsoskyddskontoret (2012).

I samband med en provtagning inför en utbyggnad av hemtjänstlokaler samt matsal och parkering för ett äldreboende på en fastighet direkt norr om den nuvarande grundvattentäkten påträffades förhöjda halter av bly, medelvärde = 56 mg/kg TS, i fyllnadsmassorna. Detta innebar att Naturvårdsverkets (2016) generella riktvärden för känslig markanvändning, KM, överskreds (50 mg/kg TS). I en skrivelse från Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen (2017a) presenterades däremot att ett platsspecifikt riktvärde hade utarbetats: 60 mg/kg TS. Miljö- och hälsoskyddsavdelningen gjorde bedömningen att blyhalten inte utgjorde en oacceptabel risk för människors hälsa eller miljön men att överskottsmassor från tillbyggnaden skulle betraktas som förorenade och lämnas till avfallsmottagare.

På ett annat objekt där föroreningar hade konstateras gällde det polycykliska aromatiska kolväten, PAH:er. Även här överskreds riktvärden för KM avseende PAH-M (5.0 – 16 mg/kg TS) och i ett enstaka fall överskreds även mindre känslig markanvändning, MKM gällande PAH-H (15 mg/kg TS). Fastigheten hade tidigare använts som parkeringsyta och skulle byggas om till bostäder. Miljö- och hälsoskyddsavdelningen bedömde därmed att det före ombyggnation fanns ett behov av efterbehandling och viss urschaktning, vilket föranledde omhändertagande av fyllnadsmassor. I beslutet från Miljö- och hälsoskyddsnämnden framgick det att inga ytterligare avhjälpandeåtgärder var nödvändiga (Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen, 2017b).

En annan, befintlig och potentiell föroreningskälla som inte inkluderades i tabell 4 var en mindre brandstation med fem anställda. En undersökning av huruvida högfluorerade ämnen, PFAS förekommer i brandsläckningsskum på stationen är därmed att rekommendera framöver. Andra, mer diffusa föroreningskällor som exempelvis läkemedel, mikroplaster och kosmetika som sprids i miljön via bland annat hushållens avlopp, skulle också vara intressanta att undersöka.

Intervjuer

Syftet med intervjuerna var att komplettera ifyllda tillsynsformulär från inspektörer vid Miljö- och hälsoskyddsavdelningen vid Kristianstads kommun och på så sätt få djupare information om historisk, nutida och framtida markanvändning hos respektive fastighetsägare. En eftersträvan med intervjuerna var ”lyckad kommunikation”, som skulle innebära öppenhet och uppmuntrande där båda parter var så aktiva i samtalet som möjligt. Enligt Denscombe (2010) var fördelen med detta kvalitativa angreppssätt att en kan visa på olika synsätt och inte behöva låsa fast vid de grundläggande frågor som ställts. Det här gick dock emot konceptet med

strukturerade intervjuer som hölls i det här fallet och därmed fick en kompromiss försöka hittas genom att exempelvis mana till utvecklade svar.

En möjlig felkälla under intervjuerna var ”construction of preference” (Lichtenstein & Slovic, 2006), det vill säga att den intervjuade inte hade en åsikt i frågan utan skapade sig en under pågående undersökning. En annan var ”framing effects”; att deltagarna påverkades av den information som tilldelades dem i samband med undersökningen (Druckman, 2001). Ytterligare en eventuell felkälla var påverkan från självrepresentation; att deltagaren skulle ha kunnat påverkas av partiskhet eller aktivitet från den som intervjuade genom att denne avslöjade sina värderingar eller på något sätt upprörde den intervjuade (Leary, 1996; Denscombe, 2010). Emellertid bedömdes intervjupersonernas yttranden ha haft hög trovärdighet eftersom de var experter inom sitt område och hade ett egenintresse av att deras verksamhet skulle fungera optimalt och bedrivas effektivt (Sayer, 2011; Öberg 2009).

En nackdel med intervjuerna som metod var att svaren inte gick att generalisera på samma sätt som vid ett kvantitativt angreppssätt samt att tillit till deltagarnas svar var avgörande. Intervjuerna var däremot fördelaktiga på så sätt att deltagarnas prioriteringar och åsikter lyftes fram samt att en stor mängd svar kunde genereras under kort tid (Denscombe, 2010).

Av intervjuerna framkom det att vissa fastighetsägare inte visste vilka pesticider som användes på deras marker eftersom de antingen arrenderade ut sin mark eller anlidade entreprenörer för att utföra bekämpningen åt dem. En fastighetsägare uppgav att hen anlidade Södra för att skydda sina skogsplantor mot snyttbaggar, men sedan år 2020 får varken PEFC- eller FSC-certifierade företag använda insekticider överhuvudtaget som skydd (Södra, 2020; FSC Sweden, 2019; Svenska PEFC, 2019).

Tre fastighetsägare uppgav att de använde preparaten TRICO respektive TRICO Garden för att skydda sina skogsplantor mot betande hjortdjur (*Cervidae*). Preparaten innehåller det verksamma, tillika naturliga och förmodligen ofarliga ämnet fårtalg enligt KEMI (2019a). Med anledning av detta var preparatens behörighetsklass 3 enligt 2 kap. 8 § *förordning om bekämpningsmedel* (SFS 2014:425) och *Kemikalieinspektionens föreskrifter om bekämpningsmedel* (KIFS 2008:3). Den tilldelade behörighetsklassen innebar dels att både yrkesverksamma och privatpersoner fick använda preparaten, dels att varken tillstånd eller utbildning krävdes (KEMI, 2019b). Det här medförde att ämnet inte fanns inlagt i programvaran MACRO-DB och därmed kunde inte en farokarakterisering, enligt den här studiens avgränsningar, göras.

Gällande de 13 fastigheterna som inte uppfyllde kriterierna enligt tabell 2, krävs uppföljning för att utreda huruvida pesticider används på dessa marker och vilka risker den potentiella användningen i så fall medför.

Farobedömning

Modellering

Den bakomliggande orsaken till att koncentrationerna för de verksamma ämnena i pesticiderna räknades ut för djupet 2 m, var att de då borde ha hunnit nå vattnet som så småningom hamnar i porakvifern och sedermera i vattenmagasinet (CKB, 2017). Eftersom grundvattnet på sina håll var så pass ytligt och jordlagret bedömdes ha måttlig till hög genomsläpplighet, borde koncentrationerna inte hunnit sjunka alltför mycket innan substanserna faktiskt når grundvattnet. Dessutom borde detta innebära att grundvattnets ålder vid ytan var relativt låg (Åkesson, 2014).

Programvaran MACRO-DB simulerar ett slags värsta-fall-scenario. Boström et al. (2015, s. 1) förklarar innebörden av detta väl:

Resultaten visar inte koncentrationer i det djupare grundvattnet, för detta skulle det krävas en avancerad och högupplöst modell för grundvattenflöden för hela Skåne. De simulerade koncentrationerna i markvattnet på 2 meters djup kan därför ses som ett slags värsta-falls-antagande av möjliga halter av verksamma ämnen som den simulerade användningen kan ge upphov till i grundvattnet.

Samtidigt nådde borrorna betydligt djupare än 2 meter (10 respektive 13 m) och utspädningen vid dricksvattenuttag var ett faktum. I kombination med det nya vattenskyddsområdets restriktioner borde därmed de analyserade substansernas (tabell 7) koncentrationer vara låga även framöver.

En möjlig felkälla vid simuleringarna i MACRO-DB kan ha uppstått i steget där sand-, silt- och ler-halterna tillsammans med organisk kolhalt skulle justeras för fem olika horisonter. Felet kan i så fall ha berott på att ingen information hittades för andelarna i alvens horisonter (30 – 200 cm djup). Uppgifterna som användes för matjorden (tabell 3) från Djojic (2015), kan dessutom ha använts på ett felaktigt sätt då lokala variationer förekom som därmed ökade osäkerheten. Med hänsyn till detta användes istället medelvärdet för de uppmätta halterna. Dessutom kan ingen halt vara lägre än noll och det här medförde således ytterligare osäkerheter kring den faktiska mullhalten och i slutändan organisk kolhalt (%).

Om det från intervjuerna framkom att det fanns rumsliga variationer beträffande markprofilens procentandelar, användes sådana uppmätta värden istället för de interpolerade och regionala genomsnittsvärdena, i syfte att förhindra lokala felskattningar. Även om lokala avvikelser från det regionala genomsnittet förekom var markkarteringen, illustrerad genom figur 2–4, värdefull i sammanhanget eftersom den identifierade hur många olika jordmånar som skulle simuleras i MACRO-DB.

En annan aspekt som belystes i Boström et al. (2015) var att rimligheten kring använda mängder av respektive pesticid skulle kontrolleras. Detta gjordes i Boström et al. (2015) genom att uppskattad försäljning av preparaten jämfördes med en ackumulerad mängd och beräknades genom dos multiplicerat med en utvald grödas odlingsareal samt andelen av grödan som skulle besprutas. Resultatet av denna kontroll visade generellt sett en underskattning av mängderna i simuleringen. Dock gällde detta andra substanser än vad som användes för simuleringarna i den här studien och generaliseringen skulle därför bli svår att applicera. I så fall hade en ny kalkylering behövt göras. Oavsett skulle detta kunna visa sig vara en överdriven jämförelse i denna studie då information om rekommenderade mängder redan fanns i säkerhetsdatabladen och sprutjournalerna, att intervjuerna hade kompletterat detta samt att mängddata lades in manuellt i MACRO-DB. Ytterligare en aspekt i sammanhanget var att MACRO-DB inte tog hänsyn till högre doser än vad som matades in manuellt i programmet. Det innebar att eventuella spill eller läckage vid rengöring inte inkluderades. Samtidigt var de faktiska analysresultaten (tabell 7) de som utgjorde det empiriska underlaget i sammanhanget och därmed skildrade verkligheten bäst, förutsatt att provtagningarna och analyserna utfördes på ett korrekt sätt.

En annan metod för att simulera möjliga flyktvägar av substanser är genom programvaran Equilibrium Criterion, EQC som baseras på Mackay et al. (1996a; 1996b; 1996c). Modellen använder kemisk-fysiska egenskaper för att kvantifiera substansens beteende i definierade miljöer. Till detta hör att ett antagande görs huruvida termodynamisk jämvikt uppnås eller inte, där det senare förenklat kan förklaras som att naturliga förhållanden råder. Utvecklarna av den här modellen menar att EQC är användbar för att fastställa de allmänna egenskaperna hos en ny eller befintlig kemikaliers beteende; hur substansen fördelar sig i olika medier och dess inneboende benägenhet till det, samt de primära mekanismerna bakom en eventuell upplösning av substansen. Genom den här kunskapen skulle olika utsläppsscenarier kunna undersökas som ger svar på bland annat uppehållstiden, flyktigheten och koncentrationen av ett ämne i olika medier. Med andra ord skulle EQC-modellen kunna komplettera resultatet från den här studien på ett värdefullt sätt. Modellen kräver dock tillgänglig information om en hel del egenskaper: Temperatur vid datainsamlingen, smältpunkt, löslighet i vatten, ångtryck, löslighet i olika medier (fördelningskvoter) samt emissionshastighet. Det skulle i sin tur kräva ytterligare efterforskningar av kemisk-fysikaliska egenskaper i kontrast med MACRO-DB där dessa korrigerades automatiskt och aldrig skrevs ut när en valde substans.

Provtagningar

Pesticider som borde utvärderas huruvida de framöver ska analyseras av Kristianstads kommun eller inte, hittas i HaV (2018) och SGU (2013). Av dessa fanns tio kvarvarande substanser som idag inte analyseras för råvattnet i borra B1 och B2 i Degeberga. Substanserna var dessutom utöver de som identifierades under intervjuerna. Dessa tio substanser var: Diuron, imidaklopid, pirimicarb, propyzamid, sulfosulfuron, tifensulfuronmetyl, tribenuronmetyl, metalaxyl, etylentiourea (ETU) samt boskalid. Av de här substanserna var endast diuron ett prioriterat ämne, dock inte prioriterat som farligt, enligt vattendirektivet (Direktiv 2000/60). Det här innebär emellertid att en gradvis minskning utav dess användande ska ske.

Om provtagningar skulle utföras för ämnena angivna i tabell 8 samt de ämnen som inte hann bli karakteriserade, skulle halterna kunna jämföras med andra områden där andelen åkermarksareal skiljer sig. På så sätt kan även sannolikhetsfördelningar för dessa pesticider i förhållande till åkermarkens procentandel beräknas i enlighet med Jarvis et al. (2018). Genom utökade provtagningar skulle dessutom ämnenas fyndfrekvenser kunna beräknas och skulle de visa sig höga i kombination med oacceptabla risker, kan kommunens provtagningsprogram behöva diskuteras och revideras. Vid beställning av nya analyspaket skulle det dessutom vara viktigt att laboratoriets analyskvalitet gällande rapporteringsgränser, möter kraven i dricksvattenföreskrifterna (Boström et al., 2016b).

En viktig skillnad mellan studierna från Virgin (2012) och Rabow (2017) var att SLU anlitas istället för Eurofins till att utföra analyserna i det senare projektet. Det här innebar att de nya detektionsgränserna låg mellan 0.001 – 0.05 µg/l och kvantifieringsgränserna mellan 0.002 – 0.25 µg/l, det vill säga en tiondel av Eurofins detektionsgräns. Dessutom ska mätosäkerheten för pesticider, om möjligt, vara lägre än 30 % av parametervärdet enligt *Kvaliteten på dricksvatten* (Direktiv 98/83). Det här resonemanget utvecklas i Rabow (2017, s. 21), som drog slutsatserna att:

Uppdaterade avgränsningar och föreskrifter för att minska belastningen av pesticider i grundvattnet behövs i åtminstone de vattenskyddsområdena med fynd av idag tillåtna substanser och nyligen förbjudna, men kanske även flera vattenskyddsområden.

och

Bekämpningsmedel som används inom jordbruk är ett betydande hot mot grundvattnet av god kvalitet.

Eftersom både BAM och bentazon, liksom övriga pesticider listade i tabell 7, redan analyseras i B1 och B2 utan att hamna över detektionsgränsen så var det svårt att hitta anledningar till att förändra provtagningarna ur det hänseendet, annat än att de eventuellt borde ske mer frekvent eller att delprover och replikat borde tas. Med tanke på att Kristianstads kommun idag beställer analyser från ett laboratorium med rapporteringsgränser som ofta är en faktor 10 högre än vad som är möjligt vid exempelvis SLU, kan det utgöra skäl att revidera valet av laboratorium. Detta på grund av att det dels är önskvärt att upptäcka en förorening så tidigt som möjligt, dels då vissa pesticider kan ha påverkan på människor vid lägre koncentrationer än 0.01 µg/l. I takt med att forskningen visar att lägre koncentrationer kan vara skadliga, kan även gränsvärdena uppdateras. Trots att inte EU:s gränsvärden baseras på hälsorisk fastställdes dem redan år 1980 i *Kvaliteten på vatten avsett att användas som dricksvatten* (Direktiv 80/778). Dessa har livsmedelsverket valt att behålla som de är, genom att de hävdar att försiktighetsprincipen trots allt uppfylls (Livsmedelsverket, 2019).

Farokarakterisering

För att kunna extrapolera data från exempelvis *in vivo*-studier behövde uppdaterade toxikologiska data från djurförsök samlas in. Därmed undersöktes till viss mån det aktuella forskningsläget för respektive identifierat ämne och dess faror karakteriserades. Trots nackdelarna gällande den etiska aspekten i *in vivo*-studier samt skillnaderna mellan exempelvis råttor och människa, var risken lägre att djuren i laboratoriemiljö hade exponerats för andra ämnen som annars hade kunnat leda till kombinationseffekter. Därmed var risken för en felbedömning av faran med ett enskilt ämne minimerad, till skillnad från epidemiologiska studier. Fördelen med epidemiologiska studier däremot, är att de ger direkta humandata (Öberg, 2009).

Osäkerhetsfaktorerna som användes för beräkningarna av ADI, tog hänsyn till skillnaden i känslighetsgrad mellan och inom arter där UF = 10 användes för respektive. I uppföljningsarbeten för studier som den här, kan dock känslighetsgraden inom en art behöva utredas närmare på grund av kombinationseffekter från flera olika ämnen.

Ett alternativt tillvägagångssätt för att beräkna hälsobaserade riktvärden är utgångspunkt för lägsta dos i ett 95 % konfidensintervall, benämnt benchmark dose lower confidence limit, BMDL. Modellen utnyttjar hela dos-responskurvornas information och kan därmed ge helt andra resultat än en beräkning av ADI. I uppföljningsarbetet kan det därför bli meningsfullt att modellera med BMDL och jämföra utfallen från de båda metoderna. På så sätt kan det ”säkraste” värdet för ADI användas i riskkarakteriseringen.

En slutsats som Boström et al. (2015, s. 44) drar, är att ett ”våtare klimat” kan medföra större risk för läckage av pesticider till grundvatten. Eftersom SMHI:s

meteorologiska observationer över nederbörd i de två stationerna närmast Degeberga, Kristianstad Everöd och Vittskövle, togs ur drift år 1995 respektive 1966 är det dock vanskligt att göra lokala uppskattningar utan nyare mätdata som samlats in under längre tid (SMHI, u.å.). En annan slutsats som drogs var att höstbesprutning ofta innebär högre risker än vårbesprutning på grund av att svalare temperaturer innebär långsammare nedbrytningstider. Det här borde dock inte ha utgjort något hinder för modelleringen i MACRO-DB då tidpunkten för besprutning valdes.

Uppföljning

År 2009 genomförde SWECO (Törneman, 2009, citerat i van Praagh, 2013) en litteraturstudie och riskbedömning för en deponi som baserades på följande frågeställningar:

- Vilka substanser har identifierats förut?
- Vilka analystekniker användes?
- Är de identifierade substanserna potentiellt farliga?

Med hjälp av PBT-profileraren från Environmental Science Center kunde de identifierade substansernas potentiella farlighet undersökas. Karakteriseringen gjordes genom att ta reda på P, B och T. Studien följdes upp i van Praagh (2013) och frågan huruvida några slutsatser kunde dras utifrån förhållandena på olika platser, i det här fallet på deponier, utreddes. I det uppföljande projektet screenades urlakade substanser och koncentrationerna av dessa togs reda på. Därmed kunde riskerna utredas genom att studera inverkan på olika recipienter, varpå möjligheterna till olika behandlingsmetoder redde ut, vilka kunde användas för att rena lakvattnet. Likheter i tillvägagångssättet med den här studien, trots studieområde, var många. Det visade både vilken typ av uppföljningsarbete som är tillämpligt för den här studien, men också dess potential till applicering i praktiken.

För att framöver kunna etablera samband mellan påvisade faror och vilka hälsorisker dessa skulle kunna innebära, behöver den här farobedömningen följas upp med en exponeringsbedömning och en riskkarakterisering. På så sätt ”sluts cirkeln” för riskbedömningsprocessen och detta innebär att bland annat sannolikheten för en oönskad händelse kalkyleras och konsekvenserna av den utreds (Öberg, 2009). Exponeringsbedömningen och riskkarakteriseringen kan göras med hjälp av guiderna från EFSA (2010b) eller europeiska läkemedelsmyndigheten (2018). Under hela riskanalysens förlopp bör det oavsett ske återkopplingar till tidigare steg eftersom processen är tvärvetenskaplig och olika kompetenser behöver lyftas fram. Därför är riskanalyser iterativa processer (Öberg, 2009; HaV, 2019a).

I ett annat uppföljande steg kan det vara intressant att jämföra de analyserade substanserna med registret i WHO (2010), för att sedan kunna undersöka vilken bedömning WHO gjorde angående substansernas fara. Farobedömningar från WHO grundar sig nämligen på experimentella studier där LD₅₀ undersöks för en population, till exempel en däggdjursart. De lägsta officiella värdena tillsammans med klassificeringarna från WHO (2010) möjliggör en jämförelse med granskade vetenskapliga artiklar, där LD₅₀ testats för de aktuella substanserna. Därmed kan de mest uppdaterade och känsliga värdena för respektive substans användas i exponeringsbedömningen och riskkaraktiseringen. Dessa värden kan i sin tur jämföras med de uppskattade koncentrationerna som framkom av simuleringarna i MACRO-DB (tabell 6), provtagna och därmed analyserade substanser (tabell 7), samt karakteriseringarna i tabell 8. Sammantaget lägger detta en grund till att en diskussion kan föras om huruvida de generella rikt- eller gränsvärden, från de rapporter och författningar som användes för jämförelser i tabell 7, är tillräckligt lågt satta i förhållande till de plats specifika förutsättningarna i Degeberga.

Vidare behövs en referens, exempelvis ett ”opåverkat” kontrollområde där inga liknande pesticider används, för att kunna jämföra med de skador som potentiellt kan eller kommer att kunna uppstå i samband med användningen av potentiellt skadliga kemikalier och specifikt de identifierade pesticiderna i Degeberga (Öberg, 2009). I exponeringsbedömningen bör bakgrundsexponeringen adderas till de beräknade intagen från andra exponeringsvägar, vilket gäller samtliga identifierade verksamma ämnen vars koncentrationer i råvattnet ännu inte har analyserats. Utredningen av kontamineringens omfattning utifrån modelleringen och karakteriseringen för respektive ämne, ger också ett visst underlag till en exponeringsbedömning. Modellens resultat visade dock inte risken för transporter av pesticider inom akviferen och heller inte transporten av dem från olika inströmningsområden. Eftersom grundvattenmagasinen i Degeberga inte var isolerade system, måste information hämtas från andra källor vid de uppföljande stegen i riskbedömningsprocessen.

Avseende likheterna mellan de simulerade och uppmätta koncentrationerna menade Boström et al. (2015) att korrelationen var svag då tendensen verkade vara att uppmätta koncentrationer var högre än de simulerade. För att förbättra detta skulle provtagningarna kunna göras på samma djup (2 m) som simuleringarna skedde, eller tvärtom att MACRO-DB utvecklades så att möjligheten gavs att ställa in djupet utefter hur djupt borrorna når. Det senare skulle dock ställa högre krav på bland annat upplösning avseende vattenflöden. Det är oavsett intressant att kunna göra succesivt förbättrade jämförelser mellan förväntade och verkliga värden för att få mer precisa uppskattningar.

Framöver vore det önskvärt att analysera fler substanser och oftare för att eventuellt upptäcka fler pesticider samt kunna föra statistik över dessa. Det vore också intressant därför att det ibland finns en lång tidsfördröjning mellan applicering på mark och infiltration till grundvatten. Då vissa substanser under den

här tiden hinner brytas ned eller adsorberas till jordpartiklar vore det även intressant att analysera deras metaboliter samt nedbrytnings- och reaktionsprodukter (Åkesson, 2014). Ämnen med lång nedbrytningstid vore också intressanta att följa då vissa som har varit förbjudna sedan länge (>20 år) fortfarande förekommer i halter över detektionsgränser runtom i Skåne.

Dessutom borde kombinationseffekter av detekterade föroreningar undersökas och utgöra underlag för framtida riskbedömningar likt uppföljningen av den här studien. Detta är fortfarande ett relativt nytt forskningsfält men mycket viktigt för att kunna klassificera vattenstatusen ordentligt och för att kunna vidta bästa möjliga åtgärder, vid behov, för att minimera olägenheter för människors hälsa. Detta kräver dock att riskerna med respektive substans utreds på populationsnivå först, exempelvis för dricksvattenkonsumenterna i Degeberga.

Förutom att reducera användningen av pesticider och på sätt minska belastningen på marker inom och i anslutning till vattenskyddsområden, behöver olika åtgärder utvärderas angående vad som är mest lämpligt att vidta lokalt. En sådan förebyggande åtgärd skulle exempelvis kunna vara integrerat växtskydd.

Förslagsvis kan sedan riskbedömningen följas upp med riskkommunikation och riskhantering av en tredje part i syfte att bibehålla objektivitet och integritet och därmed förhindra cynism med tillhörande kritik såsom ”såklart kommer en konsult att hitta på att risken är stor för att i nästa steg få utföra en kostsam riskhantering”. Med ett annat perspektiv finns det däremot fördelar med att låta samma ”konsult” utföra riskhanteringen då denne besitter fördjupad kunskap inom området. Det här skulle dock kräva transparens genom att alla intressenters åsikter från de olika delarna i riskanalysen tas med.

Slutsats

Följande slutsatser kunde dras från den här studien:

- Cirka 70 % av fastighetsägarna som innehade jordbruksmark >2 ha i Degeberga, ställde upp på intervjuer.
- Inga av de provtagna bekämpningsmedlen översteg EU:s gränsvärden i vattendirektivet (Direktiv 2000/60); 0.1 respektive 0.5 µg/l.
- Modelleringen visade att endast ett ämne, klorpyralid, som ingår i de använda bekämpningsmedelspreparaten i Degeberga, hade en potential att överskrida EU:s gränsvärden.
- Av de karakteriserade ämnena visade inga av dem tydliga tendenser avseende toxicitet, persistens eller bioackumulation.
- Provtagning av ytterligare pesticider och analys med lägre detektionsgränser bör genomföras framöver.
- Fem objekt av de övriga potentiella föroreningskällorna enligt tabell 4 var i skrivande stund aktiva och det förväntas finnas ett behov av att riskbedöma dessa i framtiden.

Potentiellt skadliga ämnen som identifierades i den här studien men som inte verkade ha påverkat dricksvattenkvaliteten ännu och därmed inte syntes i provtagningarna, borde trots allt bedömas framöver för att uppfylla HaV:s kriterier för ett riskbaserat angreppssätt (2019c). Om det skulle ske en ökning av bekämpningsmedelsanvändningen i framtiden skulle det kunna innebära problem. Att inga av de provtagna och analyserade pesticiderna kunde detekteras tyder emellertid på att lantbrukarnas dosering varken var tillräckligt hög eller att spridningen skedde på för få platser för att en fara skulle föreligga. Det skulle kunna vara så att förebyggande åtgärder och riskhanteringen från kommunens samt fastighetsägarnas sida, exempelvis genom att inrätta vattenskyddsområden, fungerade väl och att farorna som vi känner dem i nuläget inte utgör något överhängande hot för grundvattentäkten. Det vore därmed inte tillämpligt att påstå att pesticider utgör en betydande fara för dricksvattnet i Degeberga.

Trots detta återstår härnäst karakteriseringar för de ämnen som identifierades för nära inpå studiens slutskede. Dessutom borde de föreslagna uppföljningsarbetena och framförallt nästkommande steg i riskanalysprocessen genomföras. Detta för att kunna utvärdera och sedermera slå fast huruvida pesticider utgör en risk för människor som konsumerar dricksvattnet i Degeberga.

Tack

Ett stort tack tillägnas alla som på något sätt har varit en del av eller bidragit till färdigställandet av det här examensarbetet. Framförallt vill jag tacka Anna Bryllert och Gabriella Lundmark vid Miljö- och hälsoskyddsavdelningen under Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen, Kristianstads kommun som anförtrorde uppdraget åt mig. Ni har lagt tid på att handleda arbetet, involverat mig i möten angående grundvattenplaneringen, satt mig i kontakt med personer som har kunnat hjälpa mig vidare och dessutom sett till att jag har fått det material och tillgång till de system som jag behövde.

Ett särskilt tack riktas även till Maria Hansson vid CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet för tiden du tog att handleda mitt arbete och all din värdefulla feedback. Din uppmuntran och dina svar på kort varsel har varit avgörande för studiens framgång.

Alla intervjuade fastighetsägare ska också ha tack för tiden de tog att svara på frågorna, deras värdefulla synpunkter samt goda respons.

Jag vill även tacka:

Fredrik Liedholm vid Miljö- och hälsoskyddsavdelningen, Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen för tillhandahållandet av provtagningsprogram för råvatten i Kristianstads kommun,

Kajsa Aldman Miljö- och hälsoskyddsavdelningen, Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen som satte mig i kontakt med Anna Bryllert och Gabriella Lundmark vilket var avgörande för att projektet skulle tilldelas mig,

Alma Djokovic vid VA-avdelningen, Tekniska förvaltningen för tillhandahållandet av analysprotokoll,

Christian Johansson vid VA-avdelningen, Tekniska förvaltningen för hjälpen med provtagningarna,

Emma Anderberg vid VA-avdelningen, Tekniska förvaltningen för involveringen,

Lars Svensson vid VA-avdelningen, Tekniska förvaltningen för fotograferingstillståndet,

Jonatan Jeppson Norberg vid Tillväxtavdelningen, Kommunledningskontoret för tillhandahållandet av arrendeavtal,

Karl-Magnus Jönsson vid Geografisk information, Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen för tillhandahållandet av kartmaterial,

Filip Gunnarsson vid Geografisk information, Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen för handledning i GIS-program,
Mattis Johansson vid WSP Environmental, Mark och vatten för involveringen i planeringsstadiet.

Referenser

- 11 FS 1979:41. *Kungörelse om fastställande av skyddsområde m m enligt vattenlagen*. Kristianstads läns författningssamling.
<https://www.kristianstad.se/contentassets/093cc0d6c0634dd08bb2d41064d65f6d/degeberga.pdf>
- Adielsson, S. (2017). *Vägledning: Metod för kartläggning och påverkansbedömning av grundvatten* (SGU-rapport 2017:09). Sveriges geologiska undersökning.
<http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1709-rapport.pdf>
- AFS 2018:1. *Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden*. Arbetsmiljöverkets författningssamling.
<https://www.av.se/arbetsmiljoarbete-och-inspektioner/publikationer/foreskrifter/hygieniska-gransvar-den-afs-20181-foreskrifter/>
- Agriculture & Environment Research Unit (AERU). (2020a, Mars 10). *The PPDB: A to Z list of pesticide active ingredients*. University of Hertfordshire.
<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>
- Agriculture & Environment Research Unit (AERU). (2020b, Mars 19). *The BPDB: A to Z list of active ingredients*. University of Hertfordshire.
<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/bpdb/atoz.htm>
- Agriculture & Environment Research Unit (AERU). (u.å.). *3.0 The primary data sources used to populate the databases*. University of Hertfordshire.
https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/docs/3_4.pdf
- ALS Scandinavia AB. (2019). *Referensdata Miljö* (Version 25-02-2019).
https://www.alsglobal.se/media-se/pdf/other%20pdf-files/referensdata_miljo.pdf
- Alwan, W., White, I.R., & Banerjee, P. (2014). Presumed airborne contact allergy to methylisothiazolinone causing acute severe facial dermatitis and respiratory difficulty. *Contact Dermatitis*, 70(5), 316–328. <https://doi.org/10.1111/cod.12219>
- Anastassiadou, M., Brancato, A., Carrasco Cabrera, L., Ferreira, L., Greco, L., Jarrah, S., Kazocina, A., Leuschner, R., Oriol Magrans, J., Miron, I., Nave, S., Pedersen, R., Reich, H., Rojas, A., Sacchi, A., Santos, M., Stanek, A., Theobald, A., Vagenende, B., & Verani, A. (2019). Evaluation of confirmatory data following the Article 12 MRL review for fluroxypyr. *EFSA Journal*, 17(9), 1–51.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5816>
- Appelberg, G. (2013). *Riskklassning av förorenade områden (MIFO-inventering)* (Meddelande 577-18705-2013). Miljöavdelningen, Länsstyrelsen Skåne.
- Arena, M., Auteri, D., Barmaz, S., Brancato, A., Brocca, D., Bura, L., Carrasco Cabrera, L., Chiusolo, A., Court Marques, D., Crivellente, F., De Lentdecker, C., Egsmose

- M., Fait, G., Ferreira, L., Goumenou, M., Greco, L., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., ... Villamar-Bouza, L. (2018). Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spinosad. *EFSA Journal*, 16(5), 1–33.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5252>
- Boström, G., Moeyns J., Jarvis, N., Gönczi, M., Kreuger, J. (2015). *Risikokartering av bekämpningsmedel i Skånes grundvatten: Simuleringar i MACRO-SE* (CKB rapport 2015:1). <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/ckb-rapporter/risikokartering-av-bekampningsmedel-i-skanska-grundvatten-2015-1.pdf>
- Boström, G., Lindström, B., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2016a). *Nationell screening av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten 2015* (CKB rapport 2016:1). Sveriges lantbruksuniversitet - Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel.
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:915436/FULLTEXT01.pdf>
- Boström, G., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2016b). *Analys av växtskyddsmedel i rå- och dricksvatten: Utvärdering av kvalitet och relevans för de analyspaket som erbjuds av svenska laboratorier* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:25 & CKB rapport 2016:2). Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges lantbruksuniversitet - Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/ckb-rapporter/rapport_analys-av-vaxtskyddsmedel-i-ra--och-dricksvatten_161128.pdf
- Boesten, J.J.T.I., Fischer, R., Gottesbüren, B., Hanze, K., Huber, A., Jarvis, T., Jones, R.L., Klein, M., Pokludová, M., Remy, B., Sweeney, P., Tiktak, A., Trevisan, M., Vanclooster, M., & Vanderborght, J. (2009). *Assessing potential for movement of active substances and their metabolites to ground water in the EU* (Sanco/13144/2010). FOCUS Ground Water Work Group.
https://www.researchgate.net/publication/270393285_Assessing_potential_for_movement_of_active_substances_and_their_metabolites_to_ground_water_in_the_EU_The_final_report_of_the_Groundwater_work_group_of_FOCUS
- Burnett, C.L., Bergfeld, W.F., & Belsito, D.V., Klaassen, C.D., Marks, J.G Jr., Shank, R.C., Slaga, T.J., Snyder, P.W., & Alan Andersen, F. (2010). Final report of the safety assessment of methylisothiazolinone. *International Journal of Toxicology*, 29(3), 187–213. <https://doi.org/10.1177/1091581810374651>
- C4 Teknik. (2019). *Degeberga vattenskyddsområde Kristianstads kommun – Tekniskt underlag med förslag till vattenskyddsområde och skyddsföreskrifter*. Kristianstads kommun.
<https://www.kristianstad.se/contentassets/093cc0d6c0634dd08bb2d41064d65f6d/degeberga-vso-18-tekniskt-underlag.pdf>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2019). *Water quality guidelines for the protection of aquatic life*. <http://sts.ccme.ca/en/index.html?chems=all&chapters=1>
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K., & van de Plassche, E. (2000). Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of Environmental Management*, 58(4), 297–312.
<https://doi.org/10.1006/jema.2000.0334>

- Croese, J.A., Manuchehri, M.R., & Baughman, T.A. (2020). Horseweed (*Conyza canadensis*) management in Oklahoma winter wheat. *Weed technology*, 34(2), 229–234. <https://doi.org/10.1017/wet.2019.99>
- Denscombe, M. (2010). *The good research guide: For small-scale social research projects* (4e upl.). Open University Press. <https://ebookcentral.proquest.com/lib/lund/reader.action?docID=650320>
- Danmarks Tekniske Universitet (DTU). (u.å.). *Danish (Q)SAR Database*. <http://qsar.db.food.dtu.dk/db/index.html>
- Direktiv 80/778. *Kvaliteten på vatten avsett att användas som dricksvatten*. Europeiska gemenskapernas råd. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX:31980L0778>
- Direktiv 98/83. *Kvaliteten på dricksvatten*. Europeiska unionens råd. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:01998L0083-20151027>
- Direktiv 2000/60. *Upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. Europaparlamentet, Europeiska unionens råd. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- Direktiv 2006/118. *Skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring*. Europaparlamentet, Europeiska unionens råd. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/sv/TXT/?uri=CELEX:32006L0118>
- Djordjic, F. (2015). *Jordartsfördelning och växtnäringstillstånd i svensk åkermark: Sammanställning av resultat från Jordbruksverkets nationella jordartskartering* (Rapport 2015:11). SLU, Vatten och miljö. https://www.slu.se/contentassets/d7c2e86d663c4c7a88124adfd444c488/slu_ivm_rapport_11_2015.pdf
- Druckman, J. N. (2001). Evaluating framing effects. *Journal of Economic Psychology*, 22(1), 91–101. [https://doi.org/10.1016/S0167-4870\(00\)00032-5](https://doi.org/10.1016/S0167-4870(00)00032-5)
- Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA). (2020, april 10). *Databasen för klassificerings- och märkningsregistret*. Hämtad april 10, 2020, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database>
- Europeiska läkemedelsmyndigheten. (2018). *Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use*. https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/draft-guideline-environmental-risk-assessment-medicinal-products-human-use-revision-1_en.pdf
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (2010a). *Scientific Opinion on the safety evaluation of the substance, 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one, mixture with 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1), CAS No. 55965-84-9, as a biocide for processing coatings and paper and boards: EFSA Panel on food contact materials, enzymes, flavourings and processing aids (CEF)*. *EFSA Journal*, 8(3), 1–12. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1541>
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (2010b). *Guidance for performing risk-benefit assessments of food*. *EFSA Journal*, 8(7), 1–40. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1673>
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (2011). *Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fluroxypyr (evaluated*

- variant fluroxypyr-meptyl). *EFSA Journal*, 9(3), 1–91.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2091>
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (2013). Reasoned opinion on the review of the existing maximum residue levels (MRLs) for fluroxypyr according to Article 12 of regulation (EC) No 396/2005. *EFSA Journal*, 11(12), 1–49.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3495>
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (2015). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance florasulam. *EFSA Journal*, 13(1), 1–138. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3984>
- Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). (u.å.a). *Reaction mass of 2-methyl-2H-isothiazol-3-one and 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one*.
<https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/23870/1>
- Florasulam; Pesticide Tolerances, 40 C.F.R. § 180 (2018).
<https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2018-07-25/pdf/2018-15916.pdf>
- Fluroxypyr; Pesticide Tolerances, 40 C.F.R. § 180 (2013).
<https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2013-01-16/pdf/2013-00562.pdf>
- FN:s utvecklingsprogram (UNDP). (2020). *Mål 6: Rent vatten och sanitet för alla*.
<https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-6-rent-vatten-och-sanitet/>
- FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation (FAO). (u.å.). 6. *Soil texture*.
http://www.fao.org/tempref/Fl/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6706e/x6706e06.htm
- FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation (FAO). (2006). *Spinosad technical material* (FAO specification 636/TC).
http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Specs/Spinosad08.pdf
- FSC Sweden. (2019, juni 3). *Totalstopp för kemiskt snytbaggesskydd i FSC-skogsbruk*. Hämtad april 21, 2020, från <https://se.fsc.org/se-se/pressrum/pressmeddelanden#/publication/5cf4ecd943a56200043a9683/599ac02d6aca040d0066f169?&sh=false>
- Förordning 1107/2009. *Utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden och om upphävande av rådets direktiv 79/117/EEG och 91/414/EEG*. Europaparlamentet, Europeiska unionens råd. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2009/1107/oj>
- Förordning 1907/2006. *Registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach)*. Europaparlamentet, Europeiska rådet. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1589804740147&uri=CELEX:02006R1907-20200227>
- Förordning 528/2012. *Tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter*. Europaparlamentet, Europeiska unionens råd. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/sv/TXT/?uri=CELEX:32012R0528>
- Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2018). *Övervakning av grundvattenkvalitet* (Programområde: Sötvatten).
<https://www.havochvatten.se/download/18.64b8df411621695e848acfb1/1521037687900/undersokningstyp-overvakning-av-grundvattenkvalitet-version-1-0.pdf>

- Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2019a). *Principer för riskbedömning i arbetet med vattenskyddsområde - Vägledning till punkterna 5–7 i bilaga till rapport XXX-2019 vägledning om vattenskyddsområde* (Dnr 3271–2019).
<https://www.havochvatten.se/download/18.25d1ce5d16d9ef4f55b36fe8/1570526642995/principer-riskbedomning-arbetet-vattenskyddsomrade.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2019b). *Vägledning om vattenskyddsområde* (Dnr 3271–2019).
<https://www.havochvatten.se/download/18.25d1ce5d16d9ef4f55b36fea/1570526643059/vagledning-vattenskyddsomrade-remissversion.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2019c). *Remiss om ny vägledning för inrättande och förvaltning av vattenskyddsområden*. <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/vart-uppdrag/remisser-fran-hav/remisser/2019-10-08-remiss-om-ny-vagledning-for-inrattande-och-forvaltning-av-vattenskyddsomraden.html>
- HVMFS 2019:25. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>
- Jarvis, N.J., Hollis, J.M., Nicholls, P.H., Mayr, T., & Evans, S.P. (1997). MACRO-DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental modelling & software*, 12(2–3), 251–256.
[https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(97\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(97)00147-3)
- Jarvis, N., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2018). *Identifiering av vattenskyddsområden med låg risk för påverkan av växtskyddsmedel* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:14 & CKB rapport 2018:1). Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges Lantbruksuniversitet. <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2018-03-09-identifiering-av-vattenskyddsomraden-med-lag-risk-for-paverkan-av-vaxtskyddsmedel.html>
- Jursik, M., & Holec, J. (2019). Future of weed management in sugar beet in central europe. *Listy Cukrovarnicke a Reparske*, 135(5–6), 180–186.
http://apps.webofknowledge.com.ludwig.lub.lu.se/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=9&SID=E66xNaWARR42Rmevf4B&page=1&doc=1
- Kemikalieinspektionen (KEMI). (2019a, februari 10). *Bekämpningsmedelsregistret*. Hämtad april 10, 2020, från
<https://apps.kemi.se/BkmRegistret/Kemi.Spider.Web.External/>
- Kemikalieinspektionen (KEMI). (2019b, juni 20). *Behörighetsklasser för bekämpningsmedel*. Hämtad april 21, 2020, från
<https://www.kemi.se/bekampningsmedel/behorighetsklasser>
- Kemikalieinspektionen (KEMI). (2020, januari 16). *Riktvärden för ytvatten*. Hämtad maj 4, 2020, från
<https://www.kemi.se/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/anvandning-av-vaxtskyddsmedel/riktvarden-for-ytvatten>

- KIFS 2008:3. *Kemikalieinspektionens föreskrifter om bekämpningsmedel*. KIFS - Kemikalieinspektionens föreskrifter. <https://www.kemi.se/lagar-och-regler/kifs--kemikalieinspektionens-foreskrifter/kifs-20083>
- Kim, M.K., Kim, K.B., Lee, J.Y., Kwack, S.J., Kwon, Y.C., Kang, J.S., Kim, H.S., & Lee, B.M. (2019). Risk Assessment of 5-Chloro-2-Methylisothiazol-3(2H)-One/2-Methylisothiazol-3(2H)-One (CMIT/MIT) Used as a Preservative in Cosmetics. *Toxicological Research*, 35(2), 103–117. <https://www.doi.org/10.5487/TR.2019.35.2.103>
- Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel (CKB). (2017). *Användarmanual MACRO-DB 4.2*. Sveriges lantbruksuniversitet. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/macro-db/anvandarmanual-macro-db-4-2_2017-11-14_slutgiltig.pdf
- Kristianstads kommun. (2014). *Naturvårdsprogram för Kristianstads kommun 2016–2020* (Del 1 - Bakgrund, natur, naturvård). https://www.kristianstad.se/contentassets/74837d9cd73742b18ce61926a5a79cf6/Naturvardsprogram_dell_mindre
- Kristianstads kommun. (2018). *Miljömål*. <https://www.kristianstad.se/sv/bygga-bo-och-miljo/samhallsutveckling-och-hallbarhet/klimat-och-miljo/miljomal/>
- Lantmäteriet. (2020, mars 31). *GSD-Fastighetskartan vektor*. [Kartografiskt material]. Geografiska sverigedata. <https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/fastshmi.pdf>
- Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R., & Jarvis, N. (2005). An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. *Vadose zone journal*, 4(2), 398–406. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0137>
- Larsson, M., Boström, G., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2014). *Kemiska bekämpningsmedel i grundvatten 1986–2014: Sammanställning av resultat och trender i Sverige under tre decennier, samt internationella utblickar* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:15 & CKB rapport 2014:1). Sveriges Lantbruksuniversitet, KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel & Havs- och vattenmyndigheten. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/ckb-rapporter/kemiska-bekampningsmedel-i-grundvatten-141006_slutgiltig.pdf
- Leary, M. R. (1996). *Self-presentation: Impression management and interpersonal behavior* (Social psychology series). Avalon Publishing. <https://books.google.se/books?id=ZsuqDwAAQBAJ&printsec=frontcover&hl=sv#v=onepage&q&f=false>
- Lichtenstein, S., & Slovic, P. (2006). *The construction of preference*. Cambridge University Press. <https://www.cambridge.org/se/academic/subjects/psychology/cognition/construction-preference?format=HB&isbn=9780521834285>
- Livsmedelsverket. (2019, november 13). *Kemiska och radioaktiva parametrar*. Hämtad maj 6, 2020, från <http://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/380/kemiska-och-radioaktiva-parametrar>

- Lundqvist, J. (2006). *Geologi: Processer-utveckling-tillämpning* (4:4e upl.). Studentlitteratur AB.
- Lång, L.-O., Adielsson, S., Maxe, L., Schoning, K., & Thorsbrink, M. (2019). *Grundvatten av god kvalitet – underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019* (SGU-rapport Nr. 2019:01). Sveriges geologiska undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1901-rapport.pdf>
- Länsstyrelsen Skåne. (2018). *Skyddsföreskrifter*. <http://nvpub.vic-metria.nu/handlingar/rest/dokument/272063>
- Länsstyrelsen Skåne. (2019). *Regional årlig uppföljning av miljömålen – Skåne 2019* (dnr 501-16826-2019). <http://extra.lansstyrelsen.se/rus/Sv/r%c3%a5u/Sk%c3%a5ne%201%c3%a4n/Documents/Sk%c3%a5ne%20R%c3%85U%202019.pdf>
- Mackay, D., Paterson, S., Kicsi, G., Di Guardo, A., Cowan, C.E. (1996a). Assessing the fate of new and existing chemicals: A five stage process. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9), 1618–1626.
- Mackay, D., Paterson, S., Di Guardo, A., Cowan, C.E. (1996b). Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9), 1627–1637.
- Mackay, D., Paterson, S., Kicsi, G., Cowan, C.E., Di Guardo, A., Kane, D.M. (1996c). Assessment of chemical fate in the environment using evaluative, regional and local-Scale models: Illustrative application to chlorobenzene and linear alkylbenzene sulfonates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9), 1638–1648.
- Miljödata MVM. (u.å.). *Regionala pesticiddatabasen*. Sveriges lantbruksuniversitet. <http://miljodata.slu.se/mvm/Search/RPD>
- Miljö- och hälsoskyddsavdelningen. (u.å.). *Checklista*. Kristianstads kommun.
- Miljö- och hälsoskyddskontoret. (2012). *Risiklassning av förorenade områden enligt MIFO-metodiken fas 1* (Dnr. 2011–001294). Kristianstads kommun.
- Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen. (2017a). *Underrättelse om förorening inom fastigheten Degeberga 109:3* (Dnr. 2017:000311). Kristianstads kommun.
- Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen. (2017b). *Avslut av ärende angående avhjälpandeåtgärder på fastigheten Degeberga 12:121* (Dnr 2016:000497). Kristianstads kommun.
- Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen. (2019). *Ansökan om tillstånd för yrkesmässig spridning av växtskyddsmedel inom vattenskyddsområde*. Kristianstads kommun. [https://www.kristianstad.se/globalassets/blanketter/jobb-och-foretagande/tillstand-regler-tillsyn/lantbruk/d3_ansokan_tillstand_spridning_bekämpningsmedel_inom_vattenskyddsomrade .pdf](https://www.kristianstad.se/globalassets/blanketter/jobb-och-foretagande/tillstand-regler-tillsyn/lantbruk/d3_ansokan_tillstand_spridning_bekämpningsmedel_inom_vattenskyddsomrade.pdf)
- Nanos, T., & Kreuger, J. (2019). *Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel): Årssammanställning 2017* (Rapport 2019:1). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/mo-rapporter/ivm-2019_1-nmo-resultat-2017.pdf

- National Center for Biotechnology Information (NCBI). (2020, april 9). *PubChem*. Hämtad april 10, 2020, från <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
- Naturvårdsverket. (1999). *Metod för inventering av förorenade områden: Analys- och testmetoder*. Naturvårdsverket förlag. <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/4000/91-620-4947-X/#>
- Naturvårdsverket. (2011a). *Handbok om vattenskyddsområde* (Handbok 2010:5). <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-0170-4.pdf>
- Naturvårdsverket. (2011b). *Branscher inom vilka objekten ska inventeras respektive endast identifieras i det efterbehandlingsarbete som utförs med bidrag från Naturvårdsverket*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/branschlista-2011.pdf>
- Naturvårdsverket. (2016). *Generella riktvärden för förorenad mark 2016*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/generella-riktvarden-20160707.pdf>
- Naturvårdsverket. (2019a, oktober 1). *Mätningar av bekämpningsmedel*. Hämtad 24 mars, 2020, från <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakning/Jordbruksmark/Matningar-av-bekampningsmedel/>
- Naturvårdsverket. (2019b). *Skyddad natur*. [Kartografiskt material]. 1:10 000. <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>
- Neukum, C., & Meyer, K. (2019). Chloridazon-metabolites in groundwater Coupled modell for long- term estimation of transport behavior and concentration development in groundwater of a drinking water abstraction. *Groundwasser*, 24(1), 73–81. <https://doi.org/10.1007/s00767-018-00412-9>
- NFS 2003:16. *Allmänna råd om vattenskyddsområden (till 7 kap. 21, 22 och 25 §§ miljöbalken)*. Naturvårdsverkets författningssamling. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Foreskrifter-allmanna-rad/NFS/2003/NFS-200316---Vattenskyddsomrade/>
- NFS 2015:2. *Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2015:2) om spridning och viss övrig hantering av växtskyddsmedel*. Naturvårdsverkets författningssamling. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Foreskrifter-allmanna-rad/NFS/2015/NFS-20152---Spridning-mm-av-vaxtskyddsmedel/>
- NFS 2020:1. *Upphävande av Naturvårdsverkets allmänna råd om vattenskyddsområden (till 7 kap. 21, 22 och 25 §§ miljöbalken)*. Naturvårdsverkets författningssamling. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Foreskrifter-allmanna-rad/NFS/2020/NFS-20201-Upphavande-av-allmanna-rad-om-vattenskyddsomraden-NFS-200316/>
- Olsson, O. G. (u.å.). Blånad. I *Nationalencyklopedin*. Hämtad mars 18, 2020, från <https://www-ne-se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/bl%C3%A5nad>
- Peerzada, A.M., O'Donnell, C., & Adkins, S. (2019). Biology, impact, and management of common sowthistle (*Sonchus oleraceus* L.). *Acta physiologiae plantarum*, 41(8), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s11738-019-2920-z>

- Rabow, S. (2017). *Bekämpningsmedel i skånska grundvatten: Redovisning av resultaten från den regionala miljöövervakningen 2016* (Rapport 2017:14). Länsstyrelsen Skåne.
<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.691fcf616219e10e93981eb/1526067991545/Bek%C3%A4mpningsmedel%20grundvatten%20Sk%C3%A5ne%202016.pdf>
- Ridley, D. (2012). *The literature review: A step-by-step guide for students* (2a upl.). SAGE Study Skills.
<https://books.google.se/books?id=WaNrAwAAQBAJ&lpg=PP1&dq=The%20Literature%20Review%3A%20a%20step-by-step%20guide%20for%20students&hl=sv&pg=PP1#v=onepage&q&f=false>
- Santos, V.S.V., & Pereira, B.B. (2020). Properties, toxicity and current applications of the biolarvicide spinosad. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 23(1), 13–26. <https://doi.org/10.1080/10937404.2019.1689878>
- Sayer, P. (2012). Interviews in Qualitative Research. *The Modern Language Journal*, 95(4), 670–671. <https://doi.org/10.1111/j.1540-4781.2011.01254.x>
- Scientific Committee on Consumer Safety (SCCS). (2009). *Opinion on the mixture of 5-chloro-2-methylisothiazolin-3(2H)-one and 2-methylisothiazolin-3(2H)-one: COLIPA n° P56* (SCCS/1238/09). Directorate-General for Health and Consumers, Europeiska kommissionen.
https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_o_009.pdf
- Seidman, I. (2013). *Interviewing as qualitative research: A guide for researchers in education and the social sciences* (3e upl.). Teachers College Press.
http://ludwig.lub.lu.se/login?url=https://search-ebshost-com.ludwig.lub.lu.se/login.aspx?direct=true&db=nlebk&AN=158421&site=eds-live&scope=site&ebv=EB&ppid=pp_C
- SFS 1998:1252. *Områdesskydd enligt miljöbalken m.m.* Miljö- och energidepartementet.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-19981252-om-omraddesskydd-enligt_sfs-1998-1252
- SFS 1998:808. *Miljöbalk.* Miljö- och energidepartementet.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808
- SFS 2004:660. *Vattenförvaltningsförordning.* Miljö- och energidepartementet.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2004660-om-forvaltning-av_sfs-2004-660
- SFS 2014:425. *Förordning om bekämpningsmedel.* Miljö- och energidepartementet.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2014425-om-bekampningsmedel_sfs-2014-425
- SGU-FS 2013:1. *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om kartläggning och analys av grundvatten.* Sveriges geologiska undersöknings författningssamling.
<http://resource.sgu.se/dokument/om-sgu/foreskrifter/sgu-fs-2013-1.pdf>
- SGU-FS 2013:2. *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljökvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten.* Sveriges geologiska undersöknings

- författningssamling. <http://resource.sgu.se/dokument/om-sgu/foreskrifter/sgu-fs-2013-2.pdf>
- Shahinyan, E., & Redner, A. (2017). *Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2017: Användning i grödor* (Meddelande MI 31 SM1802). Statistiska centralbyrån & Kemikalieinspektionen. https://www.scb.se/contentassets/5cb7b388b27e487a883a7e079f8cd7b6/mi0502_2016i20_sm_mi31sm1802.pdf
- SJVFS 2004:62. *Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring*. Statens jordbruksverks författningssamling. <http://www.jordbruksverket.se/download/18.2da5afd014dde384c9695a58/1434091543400/2015-021.pdf>
- SLVFS 2001:30 *Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten*. Statens livsmedelsverks författningssamling. <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/lagstiftning1/gallande-lagstiftning/slvfs-200130?AspxAutoDetectCookieSupport=1>
- Spiewak, R., & Dutkiewicz, J. (2004). A farmer's occupational airborne contact dermatitis masqueraded by coexisting rosacea: Delayed diagnosis and legal acknowledgement. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 11(2), 329–333. <https://eds-b-ebcsohost-com.ludwig.lub.lu.se/eds/detail/detail?vid=3&sid=c23f8d60-3eca-45d4-a2f0-dfad72c3beec%40sdc-v-sessmgr01&bdata=JnNpdGU9ZWRzLWxpdmUmc2NvcGU9c2l0ZQ%3d%3d#AN=15627345&db=cmedm>
- SPI Miljösaneringsfond AB. (2014). *Erratalista avseende nya SPBI-branschrekommendationer om efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar publicerad maj 2011*. <https://spbi.se/wp-content/uploads/2018/10/Rattelseblad-nyarekommendationer-20141118.pdf>
- Spinosa; Pesticide Tolerances, 40 C.F.R. § 180 (2019). <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2019-09-19/pdf/2019-19664.pdf>
- Stockholms universitet. (2013). *Intervjumall*. https://www.su.se/polopoly_fs/1.129120.1369909000!/menu/standard/file/Intervjumall.doc
- Svenska PEFC. (2019, april 8). *Stopp för insekticidbehandlade plantor inom PEFC efter 2019*. Hämtad april 21, 2020, från <https://pefc.se/stopp-for-insekticidbehandlade-plantor-inom-pefc-efter-2019/>
- Svenska Petroleum Institutet (SPI). (2012). *SPI rekommendation: Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar*. https://spbi.se/wp-content/uploads/2018/05/SPBI-rek_ebh-foro-renade-bensinst-dieselanl uppdaterad20120129.pdf
- Svensk MeSH. (u.å.). *Hitta medicinska sökord*. Karolinska Institutet. Hämtad april 17, 2020, från <https://mesh.kib.ki.se/>
- Svensson, J., Falkhaven, E., & Benulic, M. (2015). *Framgångsfaktorer i större lantbruksföretag* (KUNSKAP FÖR LANDETS FRAMTID). Hushållningssällskapet i Halland. <http://hushallningssallskapet.se/wp-content/uploads/2014/11/ledarskap-i-storre-lantbruksforetag-kritiska-framgangsfaktorer-2010-1981.pdf>

- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten* (Rapport Nr. 2013:1). <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1301-rapport.pdf>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2015, september 11). *Grundvattenmagasin*. [Kartografiskt material]. 1:25 000. <https://resource.sgu.se/dokument/produkter/grundvattenmagasin-beskrivning-esri.pdf>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2017a, december 20). *Berggrund 1:50 000 – 1:250 000*. [Kartografiskt material]. 1:25 000. <https://resource.sgu.se/dokument/produkter/berggrund-50-250000-beskrivning.pdf>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2017b, november 16). *Jorddjup*. [Kartografiskt material]. 1:25 000.
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2017c). *Dioxinförorenade sågverksområden: För djupad riskbedömning – mycket nytta för pengarna!* <https://www.sgu.se/globalassets/samhallsplanering/fo/infoblad-dioxin-sagverk-2017.pdf>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2018, januari 30). *Jordarter 1:25 000 - 1:100 000* [Kartografiskt material]. 1:25 000. <https://resource.sgu.se/dokument/produkter/jordarter-25-100000-beskrivning.pdf>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (u.å.a). *Bergartskemi*. [Kartografiskt material]. 1:25 000. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-bergartskemi.html>
- Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). (2019, oktober 14). *Nationell miljöövervakning av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i miljön*. Hämtad 24 mars, 2020, från <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/bekampningsmedel/>
- Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). (2020, mars 26). *Regionala pesticiddatabasen*. Hämtad 6 maj, 2020, från <https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/dv/regionala-pesticiddatabasen/>
- Sveriges meteorologiska institut (SMHI). (2019, mars 5). *Års- och månadsstatistik*. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/ars-och-manadsstatistik>
- Sveriges meteorologiska institut (SMHI). (u.å.). *Nederbörds mängd (dygn): Alla stationer*. Hämtad maj 1, 2020, från <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitation24HourSum,stations=all>
- Sveriges miljömål. (u.å.). *Vattenskyddsområden för grundvattentäkter och ytvattentäkter i Skåne län*. <http://www.sverigemiljomal.se/miljomalen/grundvatten-av-god-kvalitet/vattenskyddsomraden/skane-lan/>
- Södra. (2020). *Södras skogscertifiering*. <https://www.sodra.com/globalassets/skog/sodras-skogscertifiering.pdf>
- Thompson, G.D., Dutton, R., & Sparks, T.C. (2000). Spinosad - a case study: an example from a natural products discovery programme. *Pest Management Science*, 56(8), 696–702. <https://onlinelibrary-wiley-com.ludwig.lub.lu.se/doi/epdf/10.1002/1526-4998%28200008%2956%3A8%3C696%3A%3Aaid-ps182%3E3.0.co%3B2-5>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2017, juni 20). *Conducting a Human Health Risk Assessment*. <https://www.epa.gov/risk/conducting-human-health-risk-assessment#tab-2>

- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (u.å.). *The chemistry dashboard*. Hämtad maj 20, 2020, från <https://comptox.epa.gov/dashboard>
- United States National Research Council (NRC). (1983). *Risk assessment in the federal government: Managing the process* (1a upl.). National academy press. <https://www.nap.edu/catalog/366/risk-assessment-in-the-federal-government-managing-the-process>
- van Praagh, M. (2013). *Screening av organiska ämnen i lakvatten* (Uppdragsnummer 1270479000). SWECO Environment AB, Naturvårdsverket. <https://dvsb.ivl.se/dvss/pdf/Sweco-organiska-lakvatten-deponier.pdf>
- Vatteninformationssystem Sverige (VISS). (2019, september 03). *Degeberga*. Hämtad februari 05, 2020, från <https://viss.lansstyrelsen.se/ProtectedAreas.aspx?protectedAreaEUID=SEA7SE619132-139302>
- Vatteninformationssystem Sverige (VISS). (2020, januari 21). *Degeberga*. Hämtad februari 05, 2020, från <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA12600845>
- Vattenmyndigheterna i samverkan. (2018). *Underlag till Åtgärdsprogram 2018–2021 för nya prioriterade ämnen ytvatten och PFAS i grundvatten – Bilagor A-E för Sveriges fem vattendistrikt*. <https://www.vattenmyndigheterna.se/download/18.18a7cdc416d6d4515e267ea9/1571303932409/%20Bilagor%20A-E%20Underlag%20till%20%20C3%A5tgardsprogram%20f%C3%B6r%20vissa%20milj%C3%B6gifter%202018-2021.pdf>
- Virgin, H. (2012). *Grundvattenkvalitet i Skåne län: Utvärdering av regional provtagning 2007–2010* (Länsstyrelserapport 2012:12). Länsstyrelsen i Skåne län. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:894267/FULLTEXT01.pdf>
- Vetenskapsrådet. (2002). *Forskningsetiska principer inom humanistisk-samhällsvetenskaplig forskning*. <http://www.codex.vr.se/texts/HSFR.pdf>
- Världshälsoorganisationen. (2010). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2009*. https://www.who.int/ipcs/publications/pesticides_hazard/en/
- Världshälsoorganisationen. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum* (4e upl.). https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P., & Peakall, D.B. (2012). *Principles of ecotoxicology* (4e upl.). Taylor & Francis Group.
- Yan, F., Spyrou, K., Thomou, E., Kumar, S., Cao, H.T., Stuart, M.C.A., Pei, Y.T., Gournis, D., & Rudolf, P. (2020). Smectite clay pillared with copper complexed polyhedral oligosilsesquioxane for adsorption of chloridazon and its metabolites. *Environmental Science: Nano*, 7(2), 424–436. <https://doi.org/10.1039/c9en00974d>
- Yano, B.L., Bond, D.M., Novilla, M.N., McFadden, L.G., & Reasor, M.J. (2002). Spinosad insecticide: Subchronic and chronic toxicity and lack of carcinogenicity in

Fischer 344 rats. *Toxicological Sciences*, 65(2), 288–298.
<https://doi.org/10.1093/toxsci/65.2.288>

Åkesson, M. (2014). *On the scope and assessment of pesticides in groundwater in Skåne, Sweden* [Doktorsavhandling, Lunds universitet]. Lunds universitets forskningspublikationer. [https://portal.research.lu.se/portal/sv/publications/on-the-scope-and-assessment-of-pesticides-in-groundwater-in-skaane-sweden\(e1a1e62f-04d5-40e5-ba82-e4bbba530775\).html](https://portal.research.lu.se/portal/sv/publications/on-the-scope-and-assessment-of-pesticides-in-groundwater-in-skaane-sweden(e1a1e62f-04d5-40e5-ba82-e4bbba530775).html)

Öberg, T. (2009). *Miljöriskanlys* (1a upl.). Studentlitteratur AB.

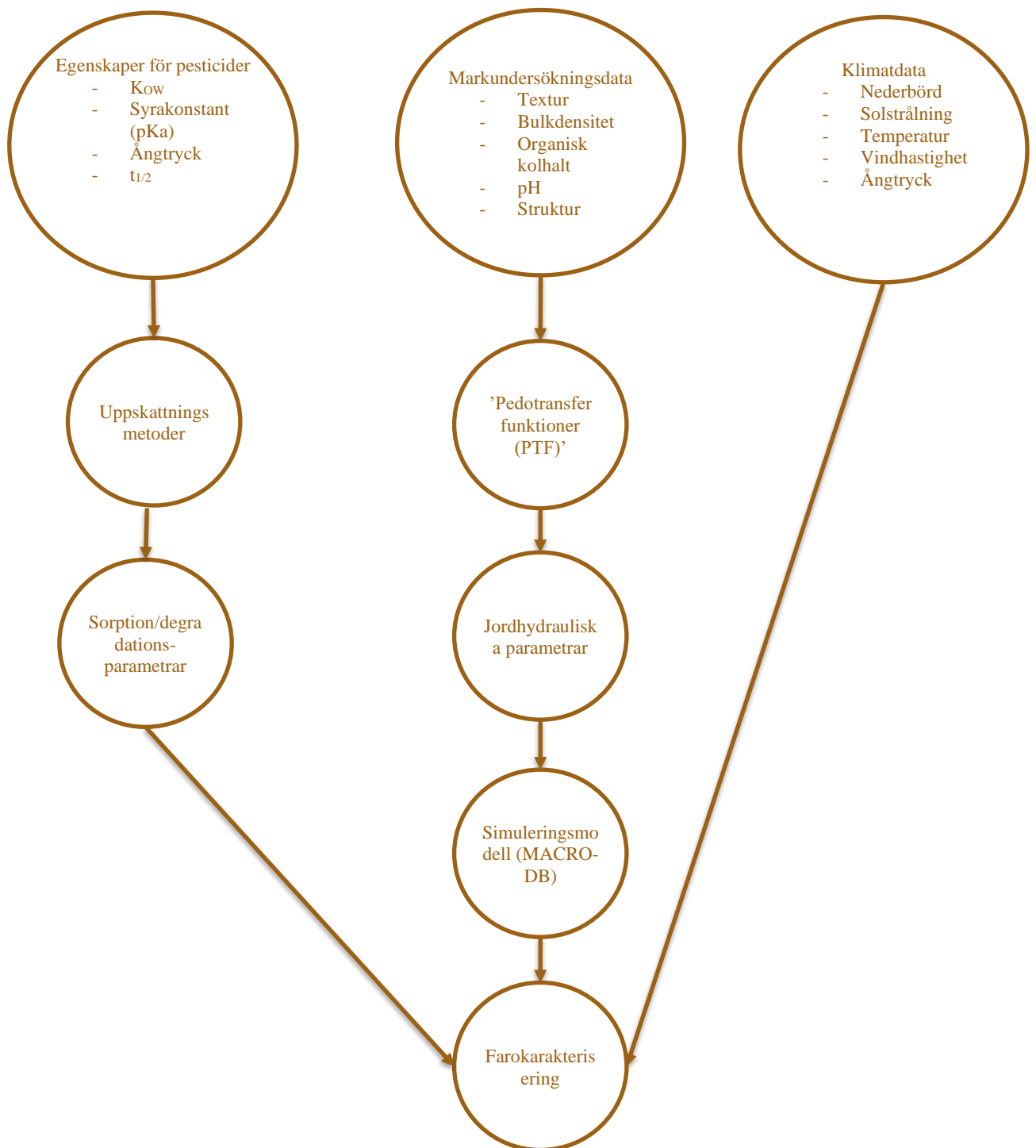
Bilaga I

Tabell 1: Pesticider (inklusive metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter) som vid analys enligt Boström et al. (2016a) överskred EU:s vattendirektivs (Direktiv 2000/60) gränsvärden för enskilda aktiva substanser. Samtliga koncentrationer anges i µg/l.

Lokal #	AMPA	Terbutylazindesetyl	Glyfosat	BAM	Propikonazol
1	0.28	0.12			
2	0.26		0.23		
3				0.15	0.14
4				0.14	
5			0.24		

Tabell 2: Pesticider (inklusive metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter) som vid analys låg över detektionsgränsen åren 2007 – 2010 och 2016 i Virgin (2012) och Rabow (2017). Samtliga koncentrationer anges i µg/l och inom parentes anges året för när analyserna utfördes.

Prov #	BAM	Bentazon	Atrazin	Atrazin-desetyl	Kloridazon	Mekoprop	ETU	Etofumesat	Summa
45	0.03 (2007) 0.01 (2009) 0.03 (2010)		0.03 (2007) 0.02 (2010)	0.02 (2007) 0.02 (2010)		0.04 (2007)	0.02 (2007)		0.08 (2007) 0.01 (2009) 0.07 (2010)
49	0.02 (2007) 0.012 (2016)					0.04 (2007) 0.026 (2016)	0.02 (2007)		0.08 (2007) 0.038 (2016)
50		0.10 (2007) 0.11 (2009) 0.17 (2016)		0.008 (2016)					0.10 (2007) 0.11 (2009) 0.207 (2016)
52	0.01 (2007)							0.02 (2007)	0.03 (2007)
53		0.01 (2010) 0.005 (2016)			0.004 (2016)				0.01 (2010) 0.009 (2016)
130								0.02 (2007)	0.02 (2007)



Figur 1: Modellen MACRO-DB:s struktur enligt Jarvis et al. (1997)

Bilaga II

Tabell 1: Samtliga intervjuade fastighetsägare och deras svar.

Fastighetstorlek (ha)	Preparat	Frekvens behandlingar	Typ av gröda/planta	Djurhållning	Plöjning	Reducerad jordbearbetning	Konventionell odling	Zon av vattenskyddsområdet ²	Dräning	Annan/ingen verksamhet
3.6				x				Tertiär		
2.1	Starane XL		Vall			x	x	Tertiär	x	
15.6			Vall		x			Tertiär	x	
6.4			Vall	x		x		Tertiär		
27.8			Lärk					Tertiär		
43.4	TRICO Garden	1 ggr./år. 2 ggr. totalt.	Blandad skog					Tertiär		
5.7			Vall			x		-	x	
4.3			Björk					Sekundär		
3.5	x ¹		Vall Spannmål	x	x		x	-		
5.1	Conserve	1 ggr./månad	Grönsaker & rotfrukter		x		x	-		
15.1								Primär		x
5.1				x				Sekundär		
3.9			Skog					Tertiär		
13.5			Vall	x	x		x	Tertiär	x	
411			Tallskog					Sekundär		
149.9	Starane XL,		Höstorn,					-		

	Moddus start, Caryx, Amistar, Biscaya OD 240, Belkar, Agil 100 EC, Primus XL, Ascra Xpro, Comet Pro, Armure, Mavrik, Boxer, Legacy 500 SC, Ariane S	Höstvete, Vårnkorn, Havre, Höstraps					
13.3					Tertiär		x
2.7			x		Tertiär		
22.5					Primär		x
2.5					Sekundär		x
8.7		Vall, Skog		x	Tertiär		
46.2	TRICO	Vall, Havre, Skog	x		Tertiär	x	
3.8					Primär		x

¹ Enligt fastighetsägaren okända namn på använda preparat

² Zoner utanför vattenskyddsområdet, tillika den nordöstra delen av studieområdet, markerade med ”-”

Tabell 2: Ämnen som substituerades av metaboliter i modelleringen

Moderssubstans	*Metabolit
Fluroxipyr-1-metylheptylester	Fluroxipyr
Trinexapak etylester	Trinexapak-syra
Tiaklopid	Tiaklopid amid
Halauxifen-metyl	Halauxifen
Propakizafop	Kizalofop
Protiokonazol	Protiokonazol-destio

*Med metabolit avses även nedbrytnings- eller reaktionsprodukter