STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

1,4-dioxan inom områden förorenade med TCA och TCE

Riktad översiktlig undersökning av grund- och ytvatten

Matilda Johansson, Carolina Ersson och Helena Branzén

Uppdragsgivare: Naturvårdsverket

november 2025

Uppdragsledare:	Carolina Ersson
Granskare:	Michael Pettersson
Handläggare:	Matilda Johansson och Helena Branzén
Diarienr:	1.1-2302-0414
Uppdragsnr:	50063
Totalt antal sidor:	50

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Johansson M, Ersson C och Branzén H, 2025, 1,4-dioxan inom områden förorenade med TCA och TCE, Riktad översiktlig undersökning av grund- och ytvatten, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2025-11-04.

Foto på omslag: Tyréns Sverige AB

Förord

Under flera tillfällen från mitten av 1900-talet fram till idag har vi upplevt att kemikalier och produkter som använts i samhället senare visat sig ha betydande negativa effekter på vår hälsa och miljön. Ofta upptäcks ett ämnes negativa effekter nämligen först när det redan har spridits och orsakat skada. Vi vet inte heller vilka kemikalier vi använder idag, som i framtiden kan visa sig vara skadliga för människors hälsa eller miljön. Numera arbetar dock flera myndigheter och forskare systematiskt för att snabbt kunna identifiera kemiska ämnen som kan vara skadliga.

SGI har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad inom förorenade områden och kan utifrån det bidra i arbetet med ännu inte identifierade eller prioriterade kemikaliehot.

För att bidra till att höja kunskapsnivån initierar SGI egen forskning och kunskapsuppbyggnad såväl som extern forskning utifrån behov som identifieras genom omvärldsbevakning. 1,4-dioxan är ett ämne som uppmärksammats av Toxikologiska rådet som ett potentiellt kemikaliehot i Sverige. Internationellt har det uppmärksammats som en *contaminant of emerging concern,* eftersom det ofta påträffas i vattentäkter och klassificeras som sannolikt cancerframkallande hos människa.

För att ta reda på om 1,4-dioxan utgör en *contaminant of emerging concern* när det gäller arbetet med förorenade områden i Sverige tog SGI fram en kunskapssammanställning för 1,4-dioxan år 2020 (Pettersson & Montelius, 2020). Utifrån slutsatsen att 1,4-dioxan har potential att utgöra en *contaminant of emerging concern*, beslutades att det fanns ett behov av en uppföljande screeningstudie. Medel för denna tvåårigа studie har beviljats från Naturvårdsverkets saneringsanslag 2023 och 2024. Studien, som presenteras i den här rapporten, utgör tillsammans med den genomförda kunskapssammanställningen del i det strategiska arbetet med att utarbeta en metodik för att identifiera och prioritera *contaminants of emerging concern* inom förorenade områden.

Projektet har haft en referensgrupp bestående av representanter från Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning och länsstyrelserna.

Carolina Ersson
Uppdragsledare

Michael Pettersson
Granskare

Innehållsförteckning

Sammanfattning 7
1 Inledning 8
1.1 Bakgrund 8
1.2 Syfte och målgrupp 8
2 1,4-dioxan och klorerade lösningsmedel 9
2.1 Användningsområde 9
2.2 1,4-dioxan – egenskaper och farlighet 9
2.3 Förekomst – internationella erfarenheter 9
2.4 Förekomst – nationellt perspektiv 11
2.5 Jämförvärden 1,4-dioxan 13
3 Genomförande 14
3.1 Urval av objekt 14
3.2 Undersökningsstrategi 14
3.3 Utförda undersökningar 16
4 Resultat 18
4.1 Resultatredovisning 18
4.1.1 Klorerade lösningsmedel 18
4.1.2 1,4-dioxan 22
4.2 Utvärdering av resultat 23
4.2.1 Inverkan av rapporteringsgräns på tolkning av resultat 23
4.2.2 Korrelation mellan 1,4-dioxan och TCA respektive TCE i grundvatten 25
4.2.3 Fyndfrekvens av 1,4-dioxan vid undersökta objekt 27
5 Diskussion och slutsatser 29
5.1 1,4-dioxan som samförorening till TCA och TCE 29
5.1.1 Föreliggande undersökning 29
5.1.2 SGU:s undersökning av miljögifter i grundvatten 29
5.1.3 Jämförelse mellan föreliggande undersökning och SGU:s undersökning 31
5.2 Föroreningsnivå 1,4-dioxan 31
5.2.1 Nationellt perspektiv 31

5.2.2 Internationellt perspektiv 32
5.3 Jämförvärden 32
5.4 Rekommendationer 33
5.5 Fortsatt arbete 33
Referenser 36

Bilagor

1. Fältmätningar
2. Resultatsammanställning

Sammanfattning

1,4-dioxan är ett persistent, mobilt och toxiskt ämne som uppmärksammats som en ”*contaminant of emerging concern*” efter att det påträffats i dricksvattentäkter internationellt. Bland annat har det visats att 1,4-dioxan ofta förekommer som en samförorening i grundvattnet inom områden förorenade av det klorerade lösningsmedlet TCA. Det finns även undersökningar som visar att 1,4-dioxan förekommer som samförorening till det klorerade lösningsmedlet TCE i grundvatten. I Sverige har ämnet dock fått liten uppmärksamhet hittills och därför bara analyserats i begränsad omfattning.

För att få en något bättre uppfattning om hur situationen ser ut i Sverige har Statens geotekniska institut genomfört en screeningundersökning med finansiering från Naturvårdsverket. Syftet med den riktade översiktliga undersökningen, som beskrivs i den här rapporten, var att kartlägga eventuell förekomst av 1,4-dioxan i anslutning till områden förorenade med TCA och/eller TCE i Sverige samt att undersöka i vilka halter ämnet förekommer. Målet var att ta fram ett underlag för en bedömning av om det kan finnas behov av att inkludera 1,4-dioxan vid utredning av områden förorenade med TCA och/eller TCE.

Nio objekt valdes ut som lämpliga för att ingå i studien, fyra med konstaterad förorening av TCA och TCE samt fem objekt förorenade av enbart TCE. Grundvattenprov uttogs på alla objekt och i befintliga grundvattenrör. Där en närliggande recipient fanns uttogs ytvattenprov i en punkt. På varje objekt utfördes provtagning i totalt fyra punkter. Alla vattenprover har analyserats med avseende på klorerade lösningsmedel samt 1,4-dioxan.

I den genomförda studien har 1,4-dioxan påvisats i grundvatten vid sex av de totalt nio undersökta platserna. Fyra av dessa hade vid tidigare undersökningar konstaterats vara förorenade av både TCA och TCE, medan två hade konstaterats vara förorenade av enbart TCE. Vid en av dessa två platser kunde dock varken TCE, TCA eller någon annan nedbrytningsprodukt påvisas inom denna studie. I ytvattenprov påvisades inte 1,4-dioxan vid någon av de fem undersöka platserna.

De högsta uppmätta halterna av 1,4-dioxan vid objekt förorenade med både TCA och TCE uppgick till mellan 11,9 och 105 µg/L. De högsta uppmätta halterna vid objekt förorenade med TCE uppgick till 1,74 respektive 3,12 µg/L.

Sammantaget visar undersökningarna på en tydlig koppling mellan TCA och 1,4-dioxan och en svagare koppling mellan TCE och 1,4-dioxan. Dessa resultat stämmer väl överens med erfarenheter rapporterade i litteraturen.

Baserat på resultaten från denna undersökning och resultat från andra undersökningar bedömer vi att 1,4-dioxan bör inkluderas vid utredning av områden förorenade med TCA. För områden förorenade med TCE bedömer vi att det generellt inte är motiverat med utredning av förekomst av 1,4-dioxan. Det kan dock vara motiverat i vissa fall, till exempel vid närhet till skyddsobjekt så som dricksvattenbrunnar.

I nuläget finns inga uppföljande studier av 1,4-dioxan planerade på SGI.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

1,4-dioxan är en förorening som internationellt uppmärksammats som en så kallad ”*contaminant of emerging concern*”. Det beror dels på dess klassificering som PMT-ämne (*Persistent, Mobilt and Toxiskt*), dels på att det ofta påträffas i dricksvatten (Adamson m.fl., 2017; Karges m.fl., 2022; Simmer m.fl., 2020)). 1,4-dioxan klassificeras som förmodat cancerframkallande för människor (Carc. 1B) (ECHA, 2025), bryts ner långsamt och är mycket mobilt i miljön eftersom ämnet fastläggs dåligt till jord (ITRC, 2021).

I Sverige har ämnet uppmärksammats i begränsad omfattning. Ämnet ingick 2018 i Sveriges geologiska undersöknings (SGU) screeningundersökning av miljögifter i grundvatten (Herzog & Maxe, 2019) och SGI har tidigare gjort en kunskapssammanställning (Pettersson & Montelius, 2020). Kunskapssammanställningens slutsats var bland annat att 1,4-dioxan bedöms ha potential att utgöra en ”*contaminant of emerging concern*” och att det därför kan finnas ett behov av att uppmärksamma ämnet inom arbetet med förorenade områden. I kunskapssammanställningen föreslogs att en översiktlig undersökning av grundvatten skulle göras.

SGI sökte därför medel av Naturvårdsverket för att under 2023 och 2024 utföra en sådan undersökning. Medel erhölls och föreliggande rapport redovisar den genomförda översiktliga undersökningen.

1.2 Syfte och målgrupp

Syftet med den riktade översiktliga undersökningen är att kartlägga eventuell förekomst av 1,4-dioxan och att analysera i vilka halter ämnet förekommer i anslutning till områden förorenade med de klorerade lösningsmedlen 1,1,1-trikloretan (fortsättningsvis TCA) och/eller trikloreten (fortsättningsvis TCE) i Sverige.

Målet är att ta fram ett underlag för att kunna bedöma om det kan finnas behov av att inkludera 1,4-dioxan vid utredning av områden förorenade med TCA och/eller TCE.

Målgruppen för rapporten är alla som arbetar med förorenade områden, men huvudsakligen tillsynsmyndigheter, konsulter och beställare.

2 1,4-dioxan och klorerade lösningsmedel

2.1 Användningsområde

Ett användningsområde för 1,4-dioxan har varit som stabilisator i 1,1,1-trikloretan (TCA). Det finns också uppgifter om att 1,4-dioxan har använts som stabilisator i trikloreten (TCE), men då som en mindre andel. Detta beskrivs mer ingående i SGI:s kunskapssammanställning om 1,4-dioxan (Pettersson & Montelius, 2020). I rapporten beskrivs även andra användningsområden för 1,4-dioxan och exempel ges på andra stabilisatorer som också har använts i klorerade lösningsmedel. Föreliggande rapport berör dock enbart 1,4-dioxan kopplat till förorening av TCA och TCE.

2.2 1,4-dioxan – egenskaper och farlighet

1,4-dioxan har en hög löslighet i vatten och organiska lösningsmedel samt relativt liten benägenhet att fastläggas i jord. Ämnet är flyktigt, men på grund av den höga vattenlösligheten är flyktigheten från vatten och fuktig jord låg (ITRC, 2021). Sammantaget innebär detta att ämnet framför allt kan förväntas återfinnas i grundvatten.

I miljöer med låg syretillgång, som till exempel grundvatten, är ämnet långlivat eftersom nedbrytningen är långsam (ibid). Det medför att potentialen för långväga spridning i grundvatten är stor. I syrerik miljö sker en viss biologisk nedbrytning, men till en början vanligen långsamt (Kelley m.fl., 2001), varför en långväga spridning även i ytvatten är möjlig. 1,4-dioxan bedöms ha en låg potential att ackumuleras i biota (ATSDR, 2012).

1,4-dioxan klassas som troligen cancerogent för människa inom EU (ECHA, 2025). International Agency for Research on Cancer, IARC (1999) klassar 1,4-dioxan som möjligen cancerogent för människa (*group 2B, possibly carcinogenic to humans*). När det gäller kroniska hälsorisker har lever- och njurskador kunnat konstateras i flera studier (US EPA, 2020).

2.3 Förekomst – internationella erfarenheter

I kunskapssammanställningen (Pettersson & Montelius, 2020) finns information om samförekomst av klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan i grundvatten. Adamson m.fl. (2014) har sammanställt och analyserat tillgängliga data från Kalifornien och kunde utifrån det visa att 1,4-dioxan förekom vid 76 % av de undersökta platserna där det förekom TCA och vid 51 % av de platser där det förekom TCE. Det framgår inte av undersökningen vid hur stor andel av platserna som det förekom förorening av både TCE och TCA respektive enbart ett av ämnena. På de flesta undersökta platserna, >60 %, var plymen av 1,4-dioxan kortare än plymen av klorerade lösningsmedel. I övriga fall var det ungefär lika vanligt att plymen av 1,4-dioxan var längre som att plymerna var lika långa.

I undersökningen ingick totalt 194 platser där 1,4-dioxan detekterats (Adamson m.fl., 2014) och vid dessa platser detekterades även klorerade lösningsmedel vid 95 % av platserna. De högsta uppmätta halterna av 1,4-dioxan varierade mellan 9 och 13 460 µg/L (10:e till 90:e percentil) och medianvärdet uppgick till 365 µg/L.

I en undersökning av grundvatten vid 16 platser i Flandern med förorening av TCA kunde 1,4-dioxan påvisas i alla de undersökta områdena (OVAM, 2017). Undersökningen visade också att grundvattenplymerna för 1,4-dioxan var betydligt längre än för TCA och dess nedbrytningsprodukter. Den högsta uppmätta halten av 1,4-dioxan uppgick till drygt 25 000 µg/L och halter över 500 µg/L uppmättes på 10 av de undersökta platserna.

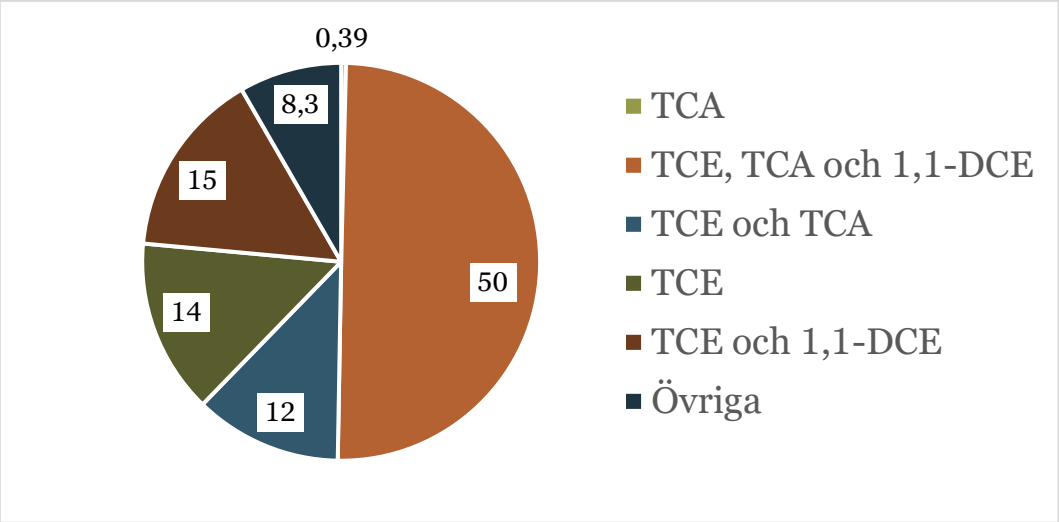
Karges m.fl. (2018) har undersökt förekomst av 1,4-dioxan i grundvatten vid 5 platser förorenade med klorerade lösningsmedel i Tyskland. Mellan 1 och 23 grundvattenprover togs ut vid varje plats och 1,4-dioxan kunde påvisas vid samtliga platser. De högsta uppmätta halterna av 1,4-dioxan varierade mellan de olika platserna från 0,15 till 152 µg/L.

Karges m.fl. (2018) gjorde en fördjupad analys av korrelationen mellan halter av TCE och 1,4-dioxan i plymen vid en av de undersökta platserna. Undersökningen omfattade provtagning i både horisontal- och vertikalled. Resultaten visade på en stark korrelation mellan halter av 1,4-dioxan och TCE i vertikalled. I plymens längdriktning samvarierar halterna i cirka 2 km, därefter avtar halterna av TCE snabbare än halterna av 1,4-dioxan. Författarna drar slutsatsen att det inte kan uteslutas att plymen av 1,4-dioxan är längre än TCE-plymen på den aktuella platsen.

I en genomgång av data från 46 olika platser i USA har Chiang m.fl. (2016) undersökt vilka ämnen som förekommer tillsammans med 1,4-dioxan. Genomgången omfattade data från mer än 1 800 övervakningsbrunnar för grundvatten där 1,4-dioxan har detekterats.

I större delen av de undersökta brunnarna förekom både TCE och TCA, men i de fall där bara en av föroreningarna förekom var TCE mycket vanligare än TCA. En sammanställning av resultaten visas i Figur 1. Författarna drog slutsatsen att TCA var källan till den största delen av det 1,4-dioxan som uppmätts på de undersökta platserna, men att också TCE kan vara källan till en mindre andel. Författarna bedömer vidare att TCA och TCE var källan till i stort sett all förorening av 1,4-dioxan vid platser förorenade av klorerade lösningsmedel.

Halterna av 1,4-dioxan i de undersökta övervakningsbrunnarna varierade från knappt 1 µg/L till knappt 1 000 µg/L på platser med tidigare tillverkning av flygplan och från knappt 0,1 µg/L till knappt 1 000 µg/L på andra undersökta platser. Intervallen avser 5:e till 95:e percentil för de högsta uppmätta halterna i respektive övervakningsbrunn.



Figur 1. Samförekomst i procent av TCA, TCE och 1,1-dikloreten (1,1-DCE) i övervakningsbrunnar där 1,4-dioxan detekterats. Efter Chiang m.fl. (2016). Observera att endast TCA förekom i 0,39 % av brunnarna.

Sammanfattningsvis finns i litteraturen exempel på att 1,4-dioxan förekommer tillsammans med såväl TCA (Adamson m.fl., 2015; Chiang m.fl., 2016; OVAM, 2017) som TCE (Adamson m.fl., 2015; Anderson m.fl., 2012; Chiang m.fl., 2016; Karges m.fl., 2018). Det finns också exempel på att plymen av 1,4-dioxan inom vissa objekt har spridit sig längre än plymen med klorerade lösningsmedel (Adamson m.fl., 2014; OVAM, 2017).

2.4 Förekomst – nationellt perspektiv

Det finns endast begränsat underlag avseende förekomst av 1,4-dioxan i den svenska miljön generellt och än mer begränsat underlag kopplat till områden förorenade med TCA och TCE.

SGU genomförde 2018 på uppdrag av Naturvårdsverket en screeningundersökning av miljögifter i grundvatten (Herzog & Maxe, 2019). I undersökningen analyserades 65 prov med avseende på 1,4-dioxan och ämnet detekterades i 2 av dessa. Halterna uppgick till 0,35 respektive 0,13 µg/L.

I en undersökning av lakvatten från tre deponier i Göteborg 1996 kunde 1,4-dioxan påvisas i samtliga tre lakvattenprover i halter mellan 8 och 36 µg/L (Paxéus, 2000).

Inom den nationella miljöövervakningen, som utförs på uppdrag av Naturvårdsverket, har förekomsten av 1,4-dioxan också undersökts i utgående vatten från 7 avloppsrenings-verk och i ytvatten uppströms och nedströms avloppsreningsverken (Malnes m.fl., 2024). Provtagningen har upprepats 4 gånger under 2022 och 2023. 1,4-dioxan påvisades i alla prov. Halterna i utgående vatten uppgick till mellan cirka 0,075[1] och 0,43 µg/L och i ytvatten (uppströms och nedströms) till mellan cirka 0,044 och 0,24[1] µg/L.

[1] Avläst i diagram.

Förekomst av 1,4-dioxan har också undersökts på eget initiativ av olika aktörer vid ett antal platser förorenade med klorerade lösningsmedel. En sammanställning över resultaten från 7 sådana platser finns i Tabell 1.

De undersökta platserna har konstaterad förorening av TCE och/eller TCA samt i flera fall även tetrakloreten[2] (PCE). Bland dessa har 1,4-dioxan påvisats över rapporterings-gränsen (som varierar) vid en plats. Det aktuella objektet är en före detta metallfabrik i Lessebo kommun där det finns en konstaterad förorening av både TCE och TCA. Förekomsten av 1,4-dioxan har undersökts i två grundvattenprov. I det ena provet uppmättes en halt på 5,3 µg/L och i det andra provet uppmättes ingen halt över rapporteringsgränsen, som i det aktuella fallet var 2 µg/L (WSP, 2020). Vid övriga platser som undersökts har inga halter över laboratoriernas rapporteringsgränser påvisats. Vilken rapporteringsgräns som använts vid analyserna har varierat stort mellan undersökningarna, vilket förmodligen påverkat fyndfrekvensen (se Tabell 1).

Tabell 1. Sammanställning av resultat från tidigare undersökningar av 1,4-dioxan vid objekt förorenade med klorerade lösningsmedel i Sverige.

Objekt	Förorening	Antal prov	Rapporterings-gräns	Påvisat	Källa
F.d. metallfabrik, Lessebo	TCE och TCA	2	2 µg/L	Ja (5,3 µg/L)	WSP (2020)
Stjernquist f.d. metallfabrik	PCE och TCE	3	2 µg/L	Nej	Ensucon (2023)
Metall- och verkstadsindustri, Enköping	TCE och PCE	6	50 µg/L	Nej	Geosigma (2022)
F.d. ytbehandlings-verksamhet, Gnosjö	TCE och PCE	1	2 µg/L	Nej	VOS (2023)
F.d. garveri, Kävlinge	TCA	4	50 µg/L	Nej	Ensucon (2022)
F.d. kemtvätt, Båstad	TCE och PCE	1	50 µg/L	Nej	Relement (2022)
F.d. kemtvätt, Bjärred	PCE och TCE	8	2 µg/L	Nej	Structor (2023)

[2] 1,4-dioxan har inte använts för att stabilisera PCE (Miljøstyrelsen, 2011)

2.5 Jämförvärden 1,4-dioxan

Det saknas svenska rikt- och gränsvärden för 1,4-dioxan i både grund- och ytvatten. Inte heller finns något svenskt gränsvärde för dricksvatten (Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, 2022). Ämnet är dock uppsatt på den EU-gemensamma bevakningslistan för grundvatten inom vattendirektivsarbetet (SGU, 2024). Detta innebär att ämnet på sikt kan komma att bli en del av bedömningen av grundvattenförekomsters kemiska status, och därmed omfattas av miljökvalitetsnormer. I nuläget finns dock inga förslag till tröskelvärden för grundvatten, varken på svensk nivå eller EU-nivå.

Det tyska Umweltbundesamt, UBA, och det nederländska Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM, har tagit fram hälsobaserade riktvärden för dricksvatten på 5 µg/L (Grumm, 2014 refererad till i Rüdel m.fl., 2020) respektive 3 µg/L (RIVM, 2019). Inget av dessa riktvärden är dock juridiskt bindande.

Världshälsoorganisationen, WHO, har år 2004 tagit fram ett riktvärde för dricksvatten på 50 µg/L (WHO, 2022). Detta redovisas i tidigare nämnd kunskapssammanställning och där framgår också att detta riktvärde rekommenderas av myndigheter i Japan, Korea och Kanada (Pettersson & Montelius, 2020).

Flera stater i USA har tagit fram riktvärden för grund- och dricksvatten. Riktvärdena varierar mellan 0,25 och 77 µg/L (Pettersson & Montelius, 2020; US EPA, 2017). På nationell nivå finns inga dricksvattennormer i USA, men det finns ett hälsobaserat riktvärde (*health advisory*) för dricksvatten på 35 µg/L. Det är baserat på en risknivå om ett extra cancerfall per 10 000 exponerade personer under en livstid (US EPA, 2018). Vid kommunikation om risker med exponering för 1,4-dioxan använder United States Environmental Protection Agency, US EPA, ett intervall mellan 0,35 och 35 µg/L, motsvarande en risknivå om ett extra cancerfall per 1 000 000 respektive 10 000 exponerade personer under en livstid (ITRC, 2021).

3 Genomförande

3.1 Urval av objekt

En inventering av objekt relevanta för denna studie gjordes i samarbete med länsstyrelserna och SGU. Urvalet av objekt gjordes av SGI utifrån ambitionen att undersöka tio objekt, varav fem med konstaterad förorening av TCA och fem med konstaterad förorening av TCE. En prioritering bland de inventerade objekten gjordes utifrån:

1) **Föroreningssituationen** där områden med konstaterad förorening av TCA och/eller TCE, kraftig förorening samt mycket undersökningsdata prioriterades
2) Att befintliga **grundvattenrör** lämpliga för provtagning av 1,4-dioxan fanns nedströms källområdet och att undersökningar utförts relativt nyligen då det ökar sannolikheten att grundvattenrör finns kvar och fungerar
3) **Verksamhetsperioden** där den aktiva verksamhetsperioden ska ha varit före 1995 eftersom TCA fasades ut det året (Pettersson & Montelius, 2020)
4) Att objektet har en närliggande lämplig **ytvattenrecipient** som kan provtas.

Utifrån dessa prioriteringsgrunder valdes totalt nio objekt ut som lämpliga för att ingå i studien. Fyra av objekten hade konstaterad förorening av TCA och TCE och fem av objekten hade konstaterad förorening av enbart TCE. Inga områden förorenade med enbart TCA som kunde ingå i studien hittades, trots en stor arbetsinsats.

I undersökningen anonymiserades de utvalda objekten genom att de tilldelades ett objektnamn specifikt för undersökningen. De undersökta fyra objekten med konstaterad förorening av TCA och TCE kallades Elliot, Mushu, Ramoth och Yoshi. De fem undersökta objekten med förorening av enbart TCE kallades Errol, Fafner, Haku, Katla och Smaug.

Det var svårt att hitta lämpliga objekt som uppfyllde alla kriterier ovan. Därför inkluderar utvalda objekt även platser där det tidigare dataunderlaget var ganska litet. Det varierar också mellan objekten hur lång tid som gått sedan utredningar påbörjades och hur lång tid som gått sedan de senast utfördes provtagning vid objektet. De tidigare undersökningarna skiljer sig också åt när det gäller upplägg, till exempel i vilken omfattning undersökningar utförts i bedömt källområde. Detta innebär att det funnits olika förutsättningar för att planera undersökningarna på de olika platserna. I något fall har det funnits många grundvattenrör att välja på, medan de nu utförda undersökningarna i andra fall behövt inkludera i stort sett alla tillgängliga grundvattenrör.

3.2 Undersökningsstrategi

På varje utvalt objekt provtogs grundvatten i tre punkter och där så var möjligt ytvatten i en punkt. På de platser där ytvatten inte kunde provtas, provtogs istället grundvatten i ytterligare en punkt. Bland de utvalda objekten fanns fyra objekt som inte var belägna nära ytvatten. På dessa objekt har därför grundvattenprovtagning utförts i fyra punkter. I Tabell 2 framgår för vilka objekt ytvattenprovtagning ingått.

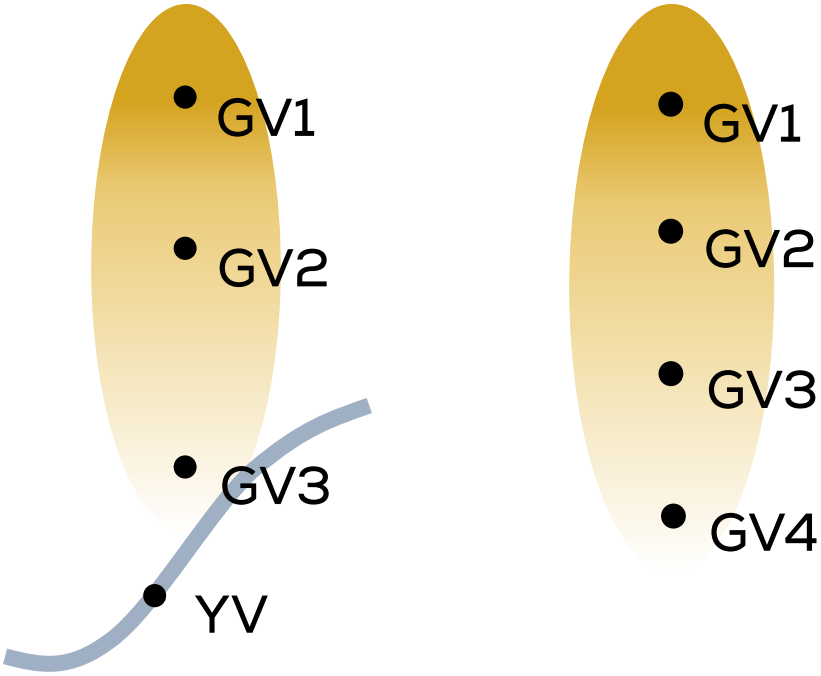
Tabell 2. Objekt där provtagning av grundvatten och ytvatten respektive enbart grundvatten genomfördes.

Grundvatten och ytvatten	Enbart grundvatten
Elliot	Errol
Fafner	Katla
Haku	Smaug
Mushu	Yoshi
Ramoth	

All grundvattenprovtagning har utförts i befintliga grundvattenrör, installerade för provtagning av klorerade lösningsmedel. Bedömningen gjordes att de fungerar bra även för provtagning av 1,4-dioxan utifrån den här undersökningens syfte.

Strategin för undersökningarna var att undersöka grundvatten längs en haltgradient från källområdet till utkanten av bedömt plymområde för klorerade lösningsmedel. Därför har det grundvattenrör där högst halter av klorerade lösningsmedel påvisats enligt tidigare undersökningar alltid inkluderas där så varit möjligt. För provtagningspunkt 2 och 3 vid respektive objekt har dock provtagningspunkter med tidigare uppmätta lägre halter av klorerade lösningsmedel valts.

I Figur 2 finns en schematisk illustration av den ideala provtagningsstrategin i förhållande till tidigare uppmätta föroreningsnivåer av klorerade lösningsmedel vid objekten. Provbeteckningar för grundvattenprov är objektets beteckning och en siffra (1-4), till exempel Elliot 1. Siffrorna har valts så att provpunkt 1 ska representera den högsta uppmätta halten av klorerade lösningsmedel inom respektive objekt.



Figur 2. Schematisk illustration av provtagningspunkternas placering vid objekten. Mörkare gul färg indikerar högre koncentration av TCA/TCE och ljusare gul färg indikerar lägre koncentration. Blå linje illustrerar ytvatten. Provtagningspunkter illustreras med en svart punkt. GV anger punkter för grundvattenprovtagning och YV punkter för ytvattenprovtagning.

Provtagningspunkter för ytvatten har placerats nedströms bedömt utströmningsområde för det förorenade grundvattnet på aktuellt område, så som illustreras i Figur 2. All ytvattenprovtagning har utförts från land. Provpunkterna har därför också placerats med hänsyn till möjlighet att komma åt från land, exempelvis från en brygga eller en bro. I några fall har resultat från tidigare ytvattenprovtagning kunnat användas vid val av provpunkt, men ytvatten var inte alltid inkluderat i de tidigare undersökningarna. Provbeteckning för ytvattenprov är objektets beteckning och ”yv”, till exempel Elliot yv.

3.3 Utförda undersökningar

Undersökningarna har omfattat provtagning av grund- och ytvatten vid fem objekt och enbart grundvatten vid fem objekt enligt ovan.

All provtagning i projektet har utförts av Tyréns Sverige AB. Grundvattenprovtagning har utförts genom lågflödesprovtagning med peristaltisk pump kopplad till en flödescell med multiinstrument (YSI) som mäter temperatur, pH, redox, löst syre och konduktivitet. Prov har uttagits när stabila mätvärden för dessa parametrar uppnåtts. Ytvatten-provtagning har utförts med vattenhämtare med teleskopstång. Resultaten från fältmätningarna redovisas i bilaga 1.

Provtagning har utförts vid två tillfällen på samtliga objekt. Den första provtagningen utfördes under oktober och november 2023 (provtagningsomgång 1) och den andra provtagningen under mars och april 2024 (provtagningsomgång 2). Provtagningarna har huvudsakligen kunnat utföras som planerat. Undantaget är grundvattenröret Mushu 3

där inget prov kunde tas ut vid provtagningsomgång 2. Detta eftersom grundvattenröret inte var tillgängligt på grund av översvämning efter kraftig nederbörd strax innan provtagningstillfället. En avvikelse i provhanteringen är att prov från Katla 1 behövde dekanteras på laboratoriet innan analys, både vid det första och andra provtagningstillfället.

Alla vattenprover har analyserats med avseende på klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan. Alla prover har skickats till ALS Scandinavia AB för analys. Det valda laboratoriet kunde erbjuda både analys av klorerade lösningsmedel och analys av 1,4-dioxan med låg rapporteringsgräns. De offererade en rapporteringsgräns för 1,4-dioxan på 0,2 µg/L. Ambitionen var dock att komma ner till 0,07 µg/L.

4 Resultat

4.1 Resultatredovisning

Uppmätta halter avseende TCE, TCA och 1,4-dioxan redovisas i Figur 3, Figur 5 respektive Figur 7. I Figur 4 och Figur 6 redovisas analysresultaten för TCE respektive TCA och deras nedbrytningsprodukter. I båda fallen har halterna av nedbrytningsprodukterna räknats om till motsvarande mängd av modersubstansen och i diagrammen redovisas därför resultaten som TCE- respektive TCA-ekvivalenter. För TCE inkluderas nedbrytningsprodukterna *cis*-1,2-dikloreten (cDCE) och vinylklorid (VC). För TCA inkluderas nedbrytningsprodukterna 1,1-dikloretan (DCA) och 1,1-dikloreten[3] (1,1-DCE). I dessa diagram har halter under rapporteringsgränsen satts till 0 och de syns därför inte i figurerna. Samtliga analysresultat finns också sammanställda i bilaga 2.

Analysresultaten från de båda provtagningsomgångarna är samstämmiga på en övergripande nivå. Det finns ingen tydlig tendens att halterna skulle vara generellt högre eller lägre vid något av provtagningstillfällena. Skillnaderna mellan provtagningsomgångarna kan dock konstateras vara större i ytvatten än i grundvatten.

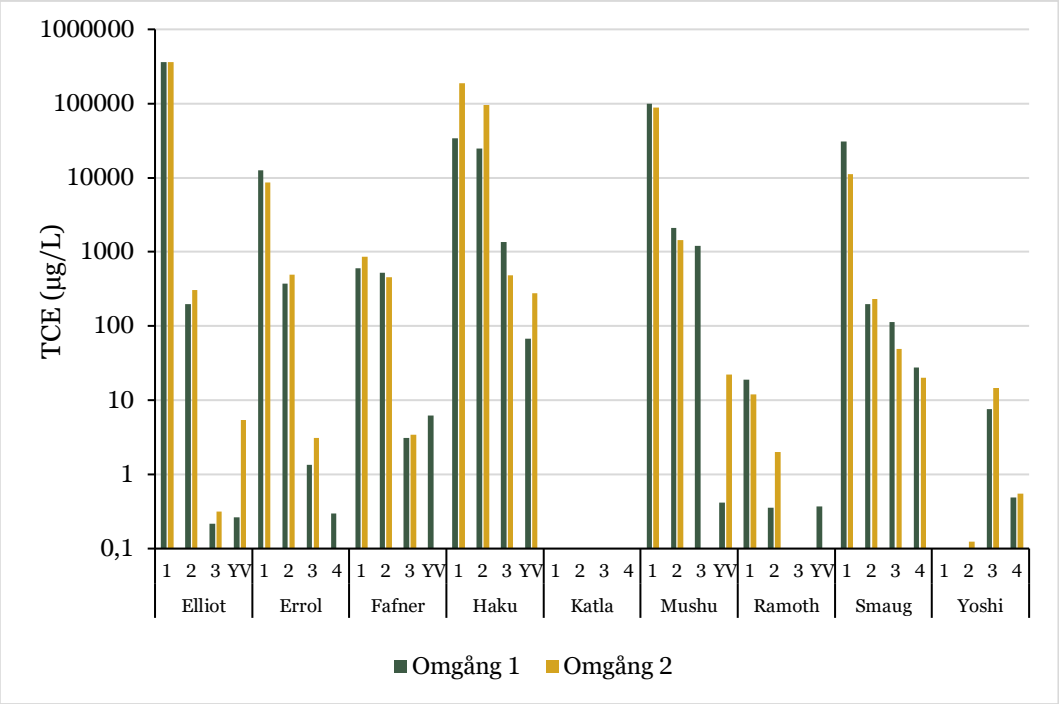
4.1.1 Klorerade lösningsmedel

TCE har påvisats i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i prov från samtliga undersökta objekt utom Katla (Figur 3). Inte heller nedbrytningsprodukter kunde påvisas i något prov från Katla, vilket framgår av Figur 4. På grund av detta användes analyspaket med lägre rapporteringsgränser för nedbrytningsprodukterna vid den andra provtagningsomgången, men några klorerade lösningsmedel kunde ändå inte påvisas i halter över laboratoriets rapporteringsgränser.

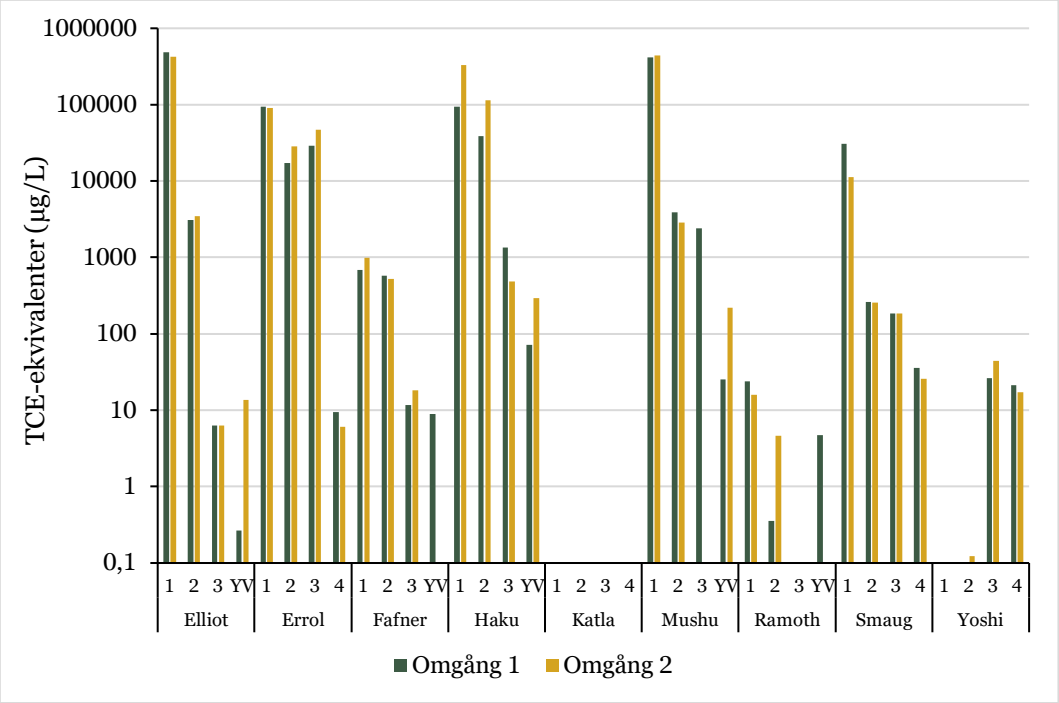
Vid båda provtagningsomgångarna har grundvattenproven från Katla 1 behövt dekanteras på laboratoriet innan analys. Eftersom klorerade lösningsmedel är flyktiga kan dekantering innebära att föroreningen förångas och att halterna därför underskattas i analysen. Det är dock osannolikt att proverna före dekantering innehållit betydande halter, eftersom varken TCE eller nedbrytningsprodukter påvisats i vare sig dekanterade prover eller övriga prov från objektet.

TCE och dess nedbrytningsprodukter har vidare kunnat påvisas i halter i ytvatten från samtliga objekt där provtagning av ytvatten genomfördes (Figur 3 och 4). Vid objekten Fafner och Ramoth uppmättes dock halter över rapporteringsgränsen bara vid det första provtagningstillfället.

[3] 1,1-DCE kan vara nedbrytningsprodukt både till TCA och TCE. Därför har 1,1-DCE räknats som nedbrytningsprodukt till TCA bara i de prov där det inte förekommer cDCE.



Figur 3. Uppmätta halter av TCE i alla provpunkter vid de två provtagningsomgångarna. Halter under rapporteringsgränsen redovisas inte i diagrammet. Notera att haltskalan är logaritmisk. I provtagningspunkten Mushu 3 kunde inget prov tas ut vid den andra provtagningsomgången.

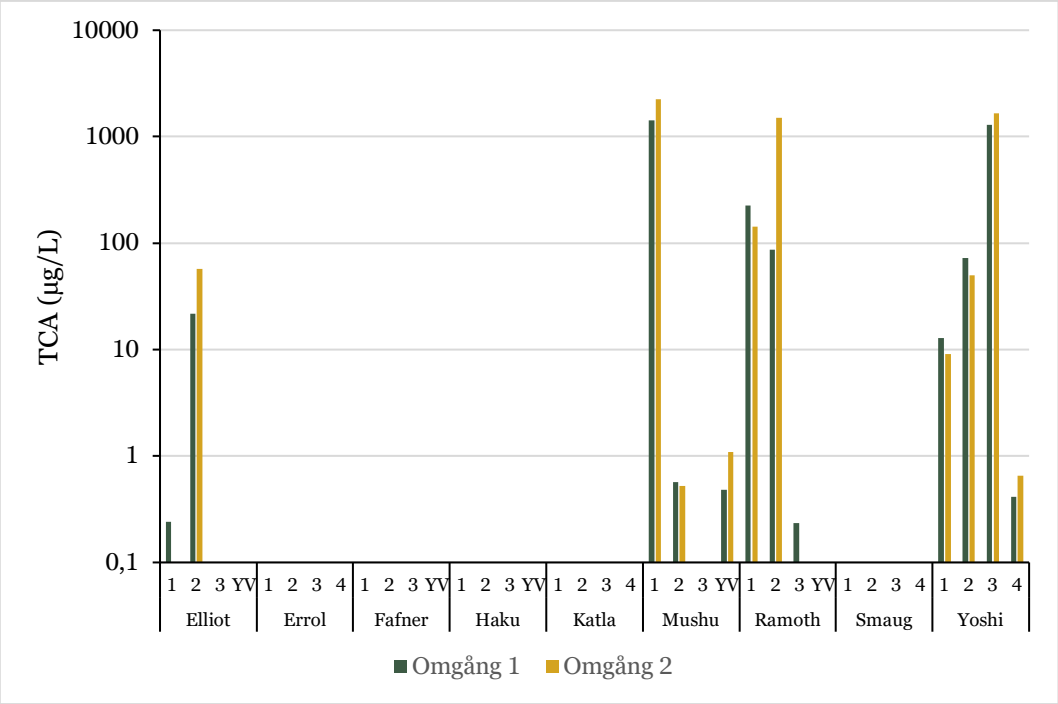


Figur 4. Uppmätta halter av TCE inklusive nedbrytningsprodukterna cDCE och VC redovisade som TCE-ekvivalenter. Halter under rapporteringsgränsen redovisas inte i diagrammet. Notera att haltskalan är logaritmisk. I provtagningspunkten Mushu 3 kunde inget prov tas ut vid den andra provtagningsomgången.

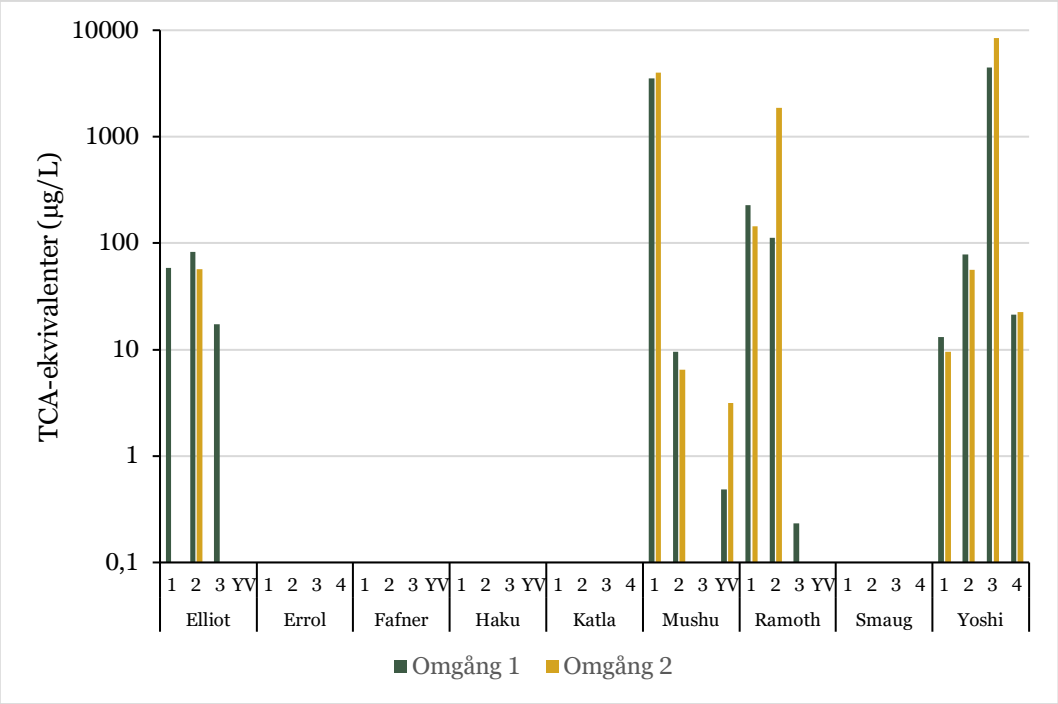
Numreringen av provpunkterna på respektive objekt har gjorts så att punkt 1 ska representera den högsta halten på objektet och därefter antogs avtagande halter för punkt 2, 3 och 4. För objektet Yoshi kan det konstateras att resultaten inte föll ut som förväntat, eftersom de högsta halterna påvisades i Yoshi 3 medan halterna var under laboratoriets rapporteringsgräns i Yoshi 1. Detta spelar dock mindre roll för den slutliga bedömningen, eftersom analyserna av klorerade lösningsmedlen gjordes i syfte att kunna korrelera halterna med eventuella uppmätta halter av 1,4-dioxan utifrån analysdata från samma provtagningstillfälle.

TCA påvisades i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i prov från fyra av de undersökta objekten. TCA påvisades i ytvatten vid ett av de undersökta objekten (ytvattenprovtagning genomfördes vid tre av de objekt där TCA påvisats). Samtliga uppmätta halter av TCA redovisas i Figur 5.

För objektet Yoshi kan det konstateras att, precis som för TCE, har de högsta halterna av TCA påvisats i provtagningspunkten Yoshi 3. Resultaten för TCA visar sedan på minskande halter i punkterna Yoshi 2, Yoshi 1 och Yoshi 4, där de lägsta halterna uppmättes.



Figur 5. Uppmätta halter av TCA i alla provpunkter vid de två provtagningsomgångarna. Halter under rapporteringsgränsen redovisas inte i diagrammet. Notera att haltskalan är logaritmisk. I provtagningspunkten Mushu 3 kunde inget prov tas ut vid den andra provtagningsomgången.



Figur 6. Uppmätta halter av TCA inklusive nedbrytningsprodukterna DCA och DCE redovisade som TCA-ekvivalenter. Halter under rapporteringsgränsen redovisas inte i diagrammet. Notera att haltskalan är logaritmisk. I provtagningspunkten Mushu 3 kunde inget prov tas ut vid den andra provtagningsomgången.

4.1.2 1,4-dioxan

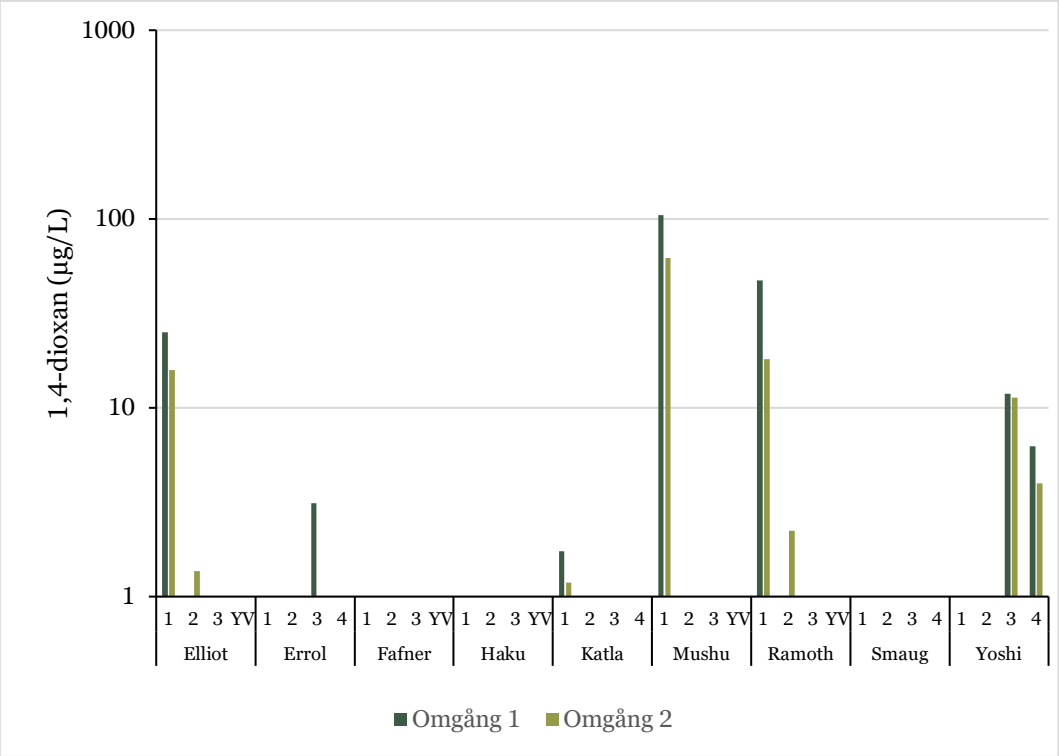
Vid den första provtagningsomgången påvisades 1,4-dioxan i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i 7 prov (av totalt 36). Halter över rapporteringsgränsen påvisades i prov från 6 av de undersökta platserna. Vid den andra provtagningsomgången påvisades 1,4-dioxan i 8 prov (av totalt 35) från 5 av de undersökta platserna. I båda provtagningsomgångarna var samtliga prov med halter över rapporteringsgränsen grundvattenprov.

1,4-dioxan påvisades i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i grundvattenprov från minst en provtagningspunkt vid vardera av de fyra objekt där förorening av både TCE och TCA förekommer. Därutöver har 1,4-dioxan påvisats i grundvattenprov från en provtagningspunkt vid objekten Errol och Katla. Vid Errol påvisades 1,4-dioxan enbart vid det första provtagningstillfället, men i Katla vid båda tillfällena. Intressant är att varken TCE eller nedbrytningsprodukter kunde påvisas i något prov från Katla.

Resultaten avseende 1,4-dioxan redovisas i diagrammet i Figur 7. Rapporteringsgränsen för 1,4-dioxan har varierat mellan 0,07 och 2 µg/L. Rapporteringsgränsen för 1,4-dioxan och dess påverkan på resultatet diskuteras vidare i avsnitt 4.2.1.

Av diagrammet i Figur 7 framgår vidare att 1,4-dioxan har påvisats i som mest 2 provtagningspunkter på respektive objekt. Det framgår vidare att de punkter där 1,4-dioxan påvisats oftast är de där högst halter av klorerade lösningsmedel förväntats, det vill säga de med punktbeteckning 1 eller 2. Objektet Yoshi utgör undantag från detta, då de högsta halterna av TCE och TCA har påvisats i Yoshi 3 där också högst halter av 1,4-dioxan påvisats. Den andra punkten där 1,4-dioxan påvisats, Yoshi 4, är den där de lägsta halterna av TCA och de näst högsta halterna av TCE påvisats.

Även objektet Errol är ett undantag från vad som förväntades. Detta eftersom 1,4-dioxan påvisades i Errol 3, som är den av provpunkterna på objektet som uppvisat lägst halter av TCE i grundvattnet.



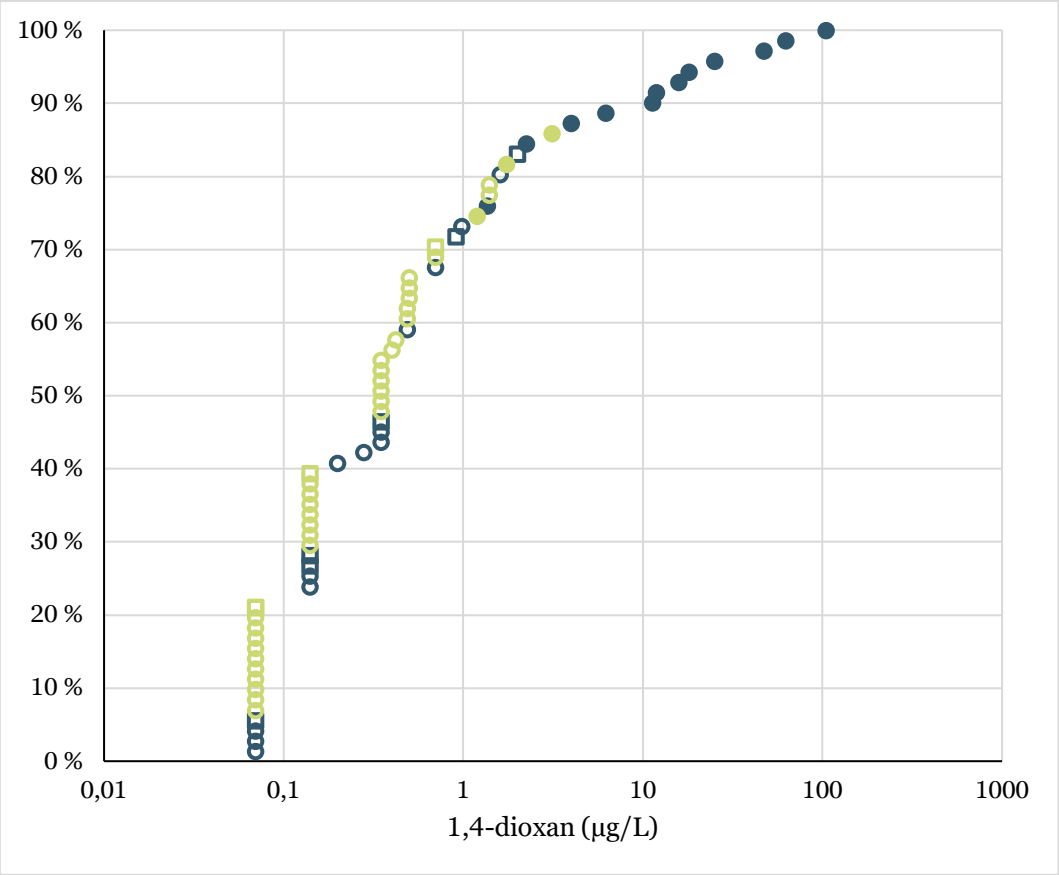
Figur 7. Uppmätta halter av 1,4-dioxan i alla provpunkter vid de två provtagningsomgångarna. Halter under rapporteringsgränsen redovisas inte i diagrammet. Notera att haltskalan är logaritmisk. I provtagningspunkten Mushu 3 kunde inget prov tas ut vid den andra provtagnings-omgången.

4.2 Utvärdering av resultat

4.2.1 Inverkan av rapporteringsgräns på tolkning av resultat

Rapporteringsgränsen för 1,4-dioxan varierade mellan 0,07 och 2 µg/L i studien (grundvatten 0,07-1,4 µg/L och ytvatten 0,07-2 µg/L).

I Figur 8 redovisas alla resultat för 1,4-dioxan kumulativt, det vill säga på x-axeln visas uppmätt halt och på y-axeln andel prov med motsvarande halt eller lägre. Halter under rapporteringsgränsen visas i diagrammet som en halt lika med rapporteringsgränsen. Diagrammet tydliggör den stora spridning som förekommer avseende rapporteringsgräns för analysen av 1,4-dioxan.



Figur 8. Samtliga resultat avseende 1,4-dioxan kumulativt. Blåa symboler avser platser med förorening av TCA och TCE och ljusgröna symboler avser platser med förorening av enbart TCE. Fylld symbol visar uppmätta halter, det vill säga halter över laboratoriets rapporteringsgräns. Ofylld symbol visar resultat under rapporteringsgränsen (redovisas i diagrammet som lika med rapporteringsgränsen). Cirkel visar grundvattenprov och fyrkant visar ytvattenprov.

De varierande rapporteringsgränserna innebär att låga halter av 1,4-dioxan i provtagningspunkter kan ”missas”. Lägsta rapporterade halten av 1,4-dioxan i denna undersökning var 1,19 µg/L, vilket är betydligt högre än rapporteringsgränsen på 0,07 µg/L, men ändå nästan hälften av den högsta rapporteringsgränsen.

De högsta halterna av 1,4-dioxan i grundvatten har påvisats vid objektet Mushu. Där var rapporteringsgränsen förhöjd i ytvattenproven i båda provtagningsomgångarna, 2 µg/L respektive 0,91 µg/L. Detta är exempel på resultat där en förhöjd rapporteringsgräns skulle kunna dölja förekomst av 1,4-dioxan.

Ett annat exempel är Elliot 2. I första provtagningsomgången var resultatet <1,61 µg/L, men rapporteringsgränsen var i detta fall högre än den halt som uppmättes vid den andra provtagningsomgången (1,36 µg/L). Även vid Errol har rapporteringsgränserna i flera prov varit höga. I Errol 3 där 1,4-dioxan påvisades i en halt om 3,12 µg/L vid den första omgången var rapporteringsgränsen 1,4 µg/L vid den andra omgången.

I ett antal prov kan det misstänkas att 1,4-dioxan hade kunnat uppmätas i en halt över 0,07 µg/L om rapporteringsgränsen inte varit förhöjd. Gemensamt för proven som misstänks ha påverkats av förhöjda rapporteringsgränser är att de är uttagna vid objekt där 1,4-dioxan påvisats i andra provpunkter.

Vid objekt där 1,4-dioxan inte rapporterats i något prov var den högsta rapporterings-gränsen 0,5 µg/L, vilket gäller för 2 prov från Smaug och 1 prov från Fafner. Rapporteringsgränserna vid dessa 2 objekt var annars 0,35 µg/L eller högre i 6 respektive 4 av totalt 8 prov. Vid Haku var den högsta rapporteringsgränsen 0,35 µg/L. Vid samtliga av dessa objekt har en rapporteringsgräns på 0,07 µg/L varit tillämplig i minst ett prov från punkten med högst halt TCE på platsen.

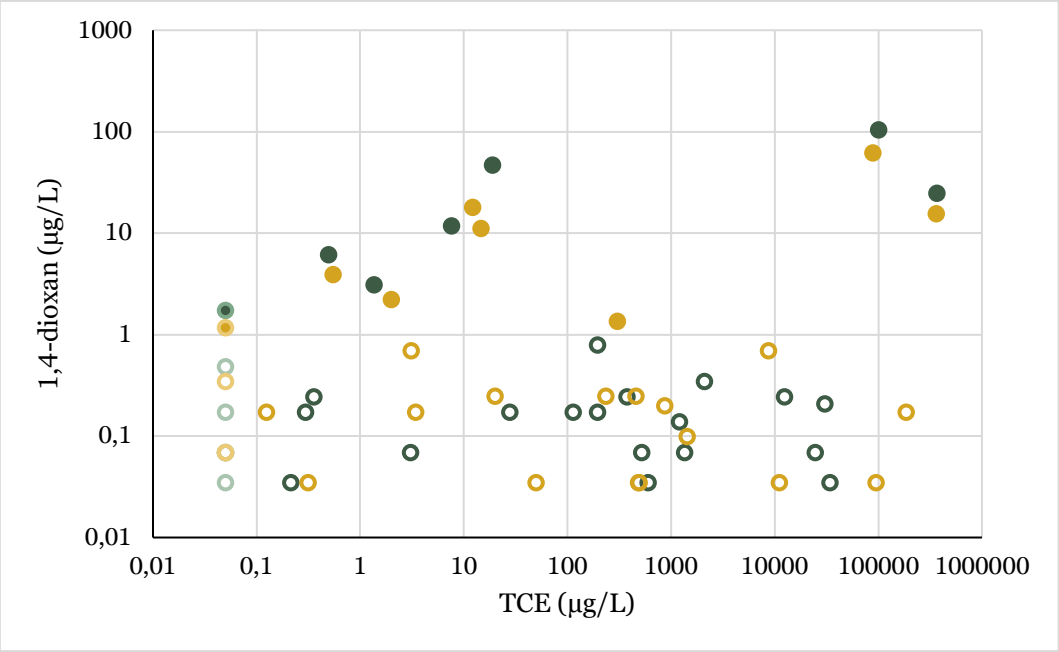
Eftersom hypotesen är att 1,4-dioxan och TCE kommer från samma källa på de undersökta platserna (till exempel spill av lösningsmedel) är det rimligt att utgå från att det är störst sannolikhet för att 1,4-dioxan påvisas i prov från de punkter där de högsta halterna av TCE förekommer. I dessa prov har rapporteringsgränserna vid minst ett av tillfällena varit låg. Vi bedömer därför sannolikheten som liten att undersökningarna missat 1,4-dioxan vid dessa objekt på grund av förhöjda rapporteringsgränser.

Slutsatsen är därmed att antalet objekt där en 1,4-dioxanhalt rapporterats inte har påverkats av de förhöjda rapporteringsgränserna, men att antalet prov där 1,4-dioxan påvisats kan ha påverkats.

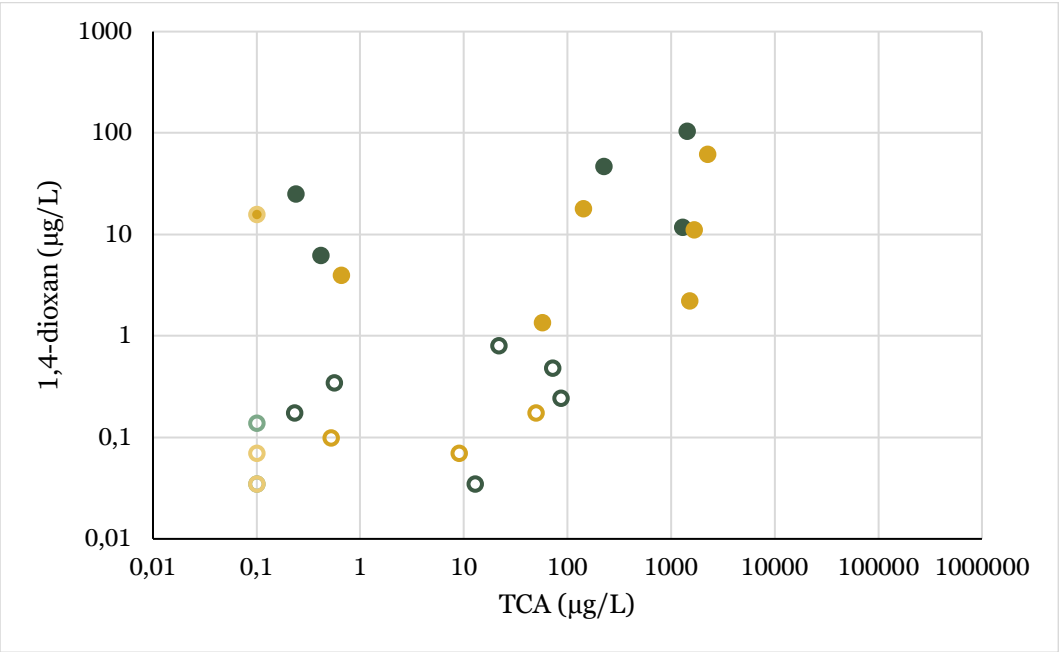
4.2.2 Korrelation mellan 1,4-dioxan och TCA respektive TCE i grundvatten

Resultaten visar generellt på högre halter av 1,4-dioxan i grundvatten där halterna av klorerade lösningsmedel är högre. Halter av 1,4-dioxan har plottats mot halter av TCE i Figur 9 och mot halter av TCA i Figur 10. Figur 10 inkluderar bara de objekt där förorening av TCA har påvisats. I diagrammen visas resultat under rapporteringsgränsen som lika med halva rapporteringsgränsen. Av symbolen i diagrammen framgår vilka resultat som är under respektive över rapporteringsgränsen (se figurtext).

En utvärdering av förhållandet mellan halter av TCA respektive TCE och halter av 1,4-dioxan har gjorts. Vid utvärderingen har det undersökts om det finns ett linjärt samband mellan halter av TCA eller TCE och 1,4-dioxan. En undersökning av ett eventuellt samband gjordes med hjälp av Pearsons korrelationskoefficient (r). För att avgöra om sambandet var statistiskt signifikant användes hypotestest där nollhypotesen att det inte fanns något samband (H_0: r=0) testades mot den alternativa hypotesen att det fanns ett samband (H_1: r≠0). För utvärderingen har en signifikansnivå på 5 % (α=0,05) använts. Analysen har gjorts i Excel.



Figur 9. Halter av 1,4-dioxan i grundvatten i förhållande till halter av TCE. Halter under rapporteringsgränsen redovisas som halva rapporteringsgränsen både för 1,4-dioxan och TCE. Gröna symboler avser provtagningsomgång 1 och gula symboler avser provtagningsomgång 2. Ofylld symbol visar halter av 1,4-dioxan under rapporteringsgräns. Ljusare kant visar halter av TCE under rapporteringsgräns. Notera att skalan på både x- och y-axeln är logaritmisk.



Figur 10. Halter av 1,4-dioxan i grundvatten i förhållande till halter av TCA. Halter under rapporteringsgränsen redovisas som halva rapporteringsgränsen. Gröna symboler avser provtagningsomgång 1 och gula symboler avser provtagningsomgång 2. Ofylld symbol visar halter av 1,4-dioxan under rapporteringsgräns. Ljusare kant visar halter av TCA under rapporteringsgräns. Notera att skalan på både x- och y-axeln är logaritmisk.

Resultaten visar på en relativt stark och statistiskt signifikant korrelation mellan halter av TCA och 1,4-dioxan i grundvatten både vid första provtagningsomgången, vilket framgår av korrelationsfaktorn (r), p-värdet (p) och frihetsgrader (df) (r=0,70, p=0,0081, df=11) och vid andra provtagningsomgången (r=0,68, p=0,014, df=10).

Den statistiska utvärderingen har gjorts med två olika antaganden. I det första fallet antogs halten vara 0 för halter under rapporteringsgränsen och i det andra fallet antogs dessa halter vara lika med rapporteringsgränsen. De två antagandena gav i princip samma resultat, i de fall någon skillnad fanns har resultatet för det alternativ som gav högst p-värde redovisats.

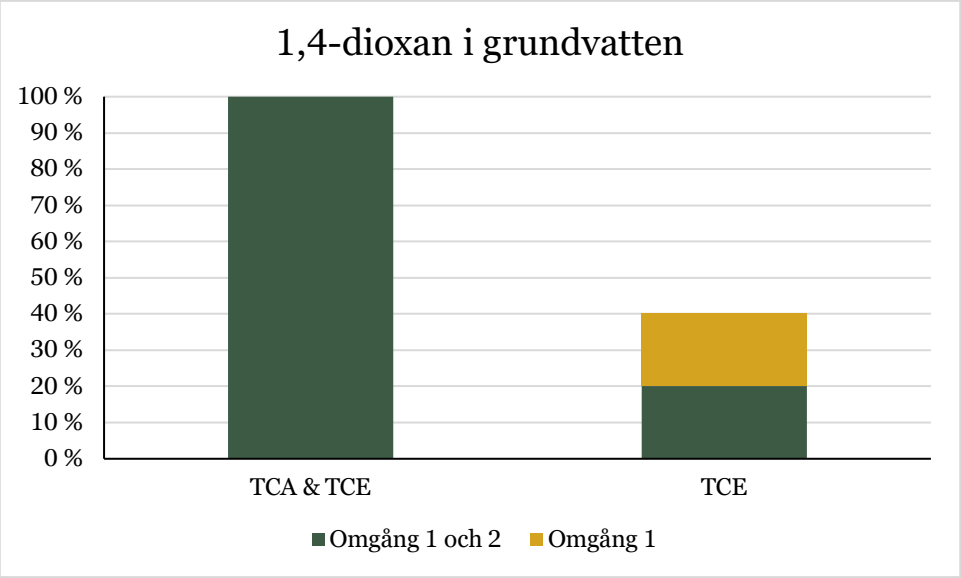
För halter av TCE och 1,4-dioxan visar resultaten för den första omgången på en relativt svag och statistiskt signifikant korrelation (r=0,38, p=0,033, df=29). Resultaten från den andra omgången visar också på en relativt svag korrelation, men den är inte statistiskt signifikant (r=0,32, p=0,087, df=28).

Det kan alltså konstateras att det finns en korrelation mellan uppmätta halter av TCA och av 1,4-dioxan. För TCE visar resultaten på en relativt svag korrelation. Dataunderlagen för TCE och TCA är inte oberoende, eftersom fyra av de undersökta objekten ingår i båda underlagen. Det innebär att korrelationerna mellan 1,4-dioxan och TCE respektive TCA kan påverkas av varandra. 1,4-dioxan har påvisats på alla undersökta objekt med förorening av TCA och korrelationen mellan TCA och 1,4-dioxan är starkare än korrelationen mellan TCE och 1,4-dioxan. Det ligger därför närmast till hands att misstänka att korrelationen mellan TCE och 1,4-dioxan kan vara påverkad av att även TCE och TCA samvarierar. Därför har också korrelationen mellan TCE och 1,4-dioxan undersökts för bara de objekt där ingen förorening av TCA har konstaterats. Resultaten visar inte på någon korrelation. Det är en mycket svag negativ korrelation som inte är statistiskt signifikant, både vid första (r=-0,17, p=0,49, df=16) och andra provtagningsomgången (r=-0,088, p=0,73, df=16).

4.2.3 Fyndfrekvens av 1,4-dioxan vid undersökta objekt

I den genomförda studien har förekomst av 1,4-dioxan kunnat påvisas vid sex av de totalt nio undersökta platserna. Som tidigare nämnts har 1,4-dioxan inte påvisats i något ytvattenprov utan det är i samtliga fall i grundvatten som ämnet har påvisats.

Vid platser förorenade med både TCA och TCE har 1,4-dioxan kunnat påvisas i högre utsträckning än vid platser förorenade med bara TCE, vilket illustreras i Figur 11. 1,4-dioxan har påvisats i grundvatten vid alla de undersökta platserna (100 %) där det fanns förorening av både TCA och TCE och vid 2 av 5 platser (40 %) där det fanns förorening av TCE. Vid en av platserna med förorening av TCE påvisades halter över rapporteringsgränsen bara vid första provtagningsomgången (Figur 11). Det var vid Errol, där rapporteringsgränserna för 1,4-dioxan var förhöjda i alla prov utom ett (se även avsnitt 4.2.1). I enlighet med slutsatsen i 4.2.1 kan antalet punkter inom ett objekt där 1,4-dioxan påvisats ha påverkats av förhöjda rapporteringsgränser.



Figur 11. Andel av undersökta objekt där förorening av 1,4-dioxan påvisats i halt över laboratoriets rapporteringsgräns i grundvatten, grupperat efter de klorerade föroreningarna som förekom på platsen.

5 Diskussion och slutsatser

5.1 1,4-dioxan som samförorening till TCA och TCE

5.1.1 Föreliggande undersökning

Resultaten från de utförda undersökningarna visar sammantaget på en tydlig koppling mellan förekomst av TCA och 1,4-dioxan. Detta eftersom 1,4-dioxan har påvisats på alla de undersökta platserna med förorening av TCA och det även finns en relativt stark korrelation mellan halterna av TCA och halterna av 1,4-dioxan.

När det gäller TCE visar de sammantagna resultaten inte på en lika tydlig koppling. Totalt har 1,4-dioxan påvisats vid 6 av de 9 undersökta platserna med förorening av TCE, men på 4 av dessa finns också förorening med TCA. Om man i stället begränsar sig till objekten med förorening av bara TCE (5 objekt) har 1,4-dioxan påvisats vid 2 av dessa, det vill säga vid 40 % av de undersökta platserna. Vid de 5 objekten finns ingen korrelation mellan halterna av TCE och halterna av 1,4-dioxan. Noterbart är att vid 1 av de 2 objekten där 1,4-dioxan påvisats har varken TCE eller några nedbrytningsprodukter påvisats i denna undersökning. Däremot har tidigare undersökningar på den aktuella platsen visat på förorening av TCE.

5.1.2 SGU:s undersökning av miljögifter i grundvatten

1,4-dioxan ingick som tidigare nämnts i SGU:s screeningundersökning av miljögifter i grundvatten 2018 (Herzog & Maxe, 2019). Fyndfrekvensen av 1,4-dioxan uppgick i undersökningen till 3 % och den rapporteringsgräns som användes var 0,025 µg/L. SGU:s undersökning var inte riktad mot verksamheter med klorerade lösningsmedel, men i motiven till urval av provpunkter nämns hantering av klorerade lösningsmedel[4] för 4 av de provpunkter där 1,4-dioxan ingick i analysprogrammet.

SGU analyserade 40 prov för både klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan. TCA påvisades inte i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i något fall. TCE påvisades i 3 av proverna, där den högsta halten uppgick till 1,3 µg/L. I ett av proven påvisades endast en potentiell nedbrytningsprodukt, trans-1,2-dikloreten (tDCE). I Tabell 3 finns en sammanställning av resultaten från analyserna av klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan för de prov där klorerade lösningsmedel nämns i motiv till val av provpunkt eller där TCE alternativt 1,4-dioxan påvisats.

[4] ”Prioriteringsobjekt EBH (kemtvätt)”, ”verkstadsindustri – med halogenerade lösningsmedel (trikloreten), kemtvätt”, ”EBH-objekt trikloreten” samt ”industriområde med flera verksamheter med klorerade lösningsmedel (1300 m)”.

Tabell 3. Sammanställning av resultat avseende TCE och nedbrytningsprodukter samt 1,4-dioxan i SGU:s undersökning av miljögifter i grundvatten (Herzog & Maxe, 2019). Sammanställningen omfattar provpunkter där både klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan analyserats och där antingen 1,4-dioxan, TCE eller nedbrytningsprodukter påvisats eller där klorerade lösningsmedel nämns i motiv till provpunkt.

Provpunkt	1,4-dioxan (µg/L)	TCE och nedbrytnings-produkter (µg/L)	Klorerade lösningsmedel i motiv
Hammarby K	<0,025	TCE: 1,3** cDCE: 0,71	Industriområde med flera verksamheter med klorerade lösningsmedel
Korskrogen	0,13	Ej påvisat	-
Lasarettet Helsingborg	<0,025	Ej påvisat	EBH-objekt trikloreten
Ljungby vv	0,35	tDCE: 0,17	Verkstadsindustri – med halogenerade lösningsmedel (trikloreten), kemtvätt
Raus 5	<0,025	Ej påvisat***	Prioriteringsobjekt EBH (kemtvätt)
Ålsjön_B1	<0,025	TCE: 0,2	-
Ålsjön_B4	<0,025	TCE: 0,17*	-

*Även PCE påvisades i provet.
**Även triklormetan och diklormetan påvisades i provet.
***Diklormetan påvisades i provet.

I totalt 6 provpunkter[5] kunde antingen TCE påvisas eller så nämndes hantering av klorerade lösningsmedel i motivet till val av provpunkt. Bland dessa provpunkter påvisades 1,4-dioxan i 1 punkt, motsvarande en fyndfrekvens på 17 % (25 % om endast de 4 provpunkter där TCE och/eller nedbrytningsprodukter påvisades inkluderas i urvalet). Bland de övriga 34 proven, där både klorerade lösningsmedel och 1,4-dioxan analyserats, var fyndfrekvensen cirka 3 % (1 prov). Det prov där 1,4-dioxan påvisades, Korskrogen, representerar en provpunkt utvald på grund av närhet till en deponi (Herzog & Maxe, 2019). Andra undersökningar har också påvisat 1,4-dioxan i lakvatten vid deponier (Paxéus, 2000) respektive i grundvatten i anslutning till deponier (Karges m.fl., 2018).

[5] Notera att Tabell 3 redovisar totalt sju prov. Vid Korskrogen påvisades inte klorerade lösningsmedel och det finns ingen information om hantering i motiv till val av provpunkt.

5.1.3 Jämförelse mellan föreliggande undersökning och SGU:s undersökning

Vid jämförelse av resultaten från SGU:s undersökning och föreliggande undersökning kan konstateras att fyndfrekvensen i SGU:s undersökning var lägre både totalt (3 %) och vid områden med förekomst av TCE och/eller nedbrytningsprodukter (25 %) än vid platser med förorening av bara TCE i föreliggande undersökning (40 %) trots att SGU:s rapporteringsgräns var lägre. SGU:s undersökning inkluderade 1 punkt vid varje plats medan föreliggande undersökning inkluderade provtagning av grundvatten i 3 eller 4 punkter per plats. Fyndfrekvensen i grundvattenprov var 6 % i första omgången och 11 % i den andra omgången av denna undersökning vid platser med förorening av bara TCE.

Det finns, och har funnits, andra användningsområden för 1,4-dioxan än som stabilisator i klorerade lösningsmedel. Det innebär att 1,4-dioxan som påvisas i grundvatten kan ha olika ursprung, men är enligt SGU:s undersökning inte en allmänt spridd förorening i grundvatten i Sverige. Vid de två platser där 1,4-dioxan påvisas i SGU:s undersökning finns koppling till områden med tidigare hantering av TCE respektive deponiverksamhet (Herzog & Maxe, 2019). Detta styrker tesen att när 1,4-dioxan påvisats vid platser med bara TCE i föreliggande undersökning är det faktiskt en samförorening till TCE. Sammantaget tolkas detta som att föreliggande undersökning visar på en koppling mellan TCE och 1,4-dioxan, dock med en svagare koppling än för TCA eftersom det inte påvisas på alla platser.

De övergripande resultaten från denna undersökning, som visar på en tydlig koppling mellan TCA och 1,4-dioxan och en svagare koppling mellan TCE och 1,4-dioxan, överensstämmer väl med vad som rapporterats i litteraturen (Adamson m.fl., 2014, 2015; Chiang m.fl., 2016; Karges m.fl., 2018; OVAM, 2017). Att 1,4-dioxan påvisats vid platser förorenade med ”bara” TCE visar att 1,4-dioxan också i Sverige förekommer som samförorening med TCE.

Resultaten i föreliggande undersökning visar också att 1,4-dioxan kan påvisas trots att varken TCE eller nedbrytningsprodukter påvisas i något prov från platsen. Tidigare undersökningar har dock påvisat förekomst av TCE på den aktuella platsen. En förklaring till att någon TCE inte hittades i föreliggande undersökning kan vara att provtagningen gjorts utanför plymen av klorerade lösningsmedel, men inom plymen för 1,4-dioxan. Detta styrks av resultat från andra undersökningar som indikerar att plymen för 1,4-dioxan kan vara längre än för klorerade lösningsmedel (Adamson m.fl., 2014; OVAM, 2017).

5.2 Föroreningsnivå 1,4-dioxan

5.2.1 Nationellt perspektiv

Erfarenheten från den genomförda studien är att nivåerna av 1,4-dioxan vid objekt förorenade med TCE är lägre än vid objekt förorenade med både TCE och TCA. De högsta uppmätta halterna av 1,4-dioxan vid de två objekten förorenade med TCE uppgår till 1,74 respektive 3,12 µg/L. Vid objekt förorenade med både TCA och TCE är de högsta uppmätta halterna mellan 11,9 och 105 µg/L. Halterna av 1,4-dioxan i denna studie är i nivå med de halter som uppmätts i Tyskland, se avsnitt 5.2.2 av Karges m.fl. (2018).

Utöver denna studie är dataunderlaget om förekomst av 1,4-dioxan inom förorenade områden i Sverige begränsat. En tidigare studie har visat på en halt kring 5 µg/L inom ett objekt där även TCA och TCE förekom (WSP, 2020). Ett fåtal ytterligare undersökningar finns redovisade där samtliga halter av 1,4-dioxan underskrider laboratoriets rapporteringsgräns, se avsnitt 2.4. I de undersökningarna har dock rapporteringsgränsen för analysen av 1,4-dioxan varierat från 2 µg/L till 50 µg/L, vilket i sammanhanget får betraktas som mycket högt.

5.2.2 Internationellt perspektiv

Vid de 5 platser förorenade med klorerade lösningsmedel som ingick i den tyska studien (Karges m.fl., 2018) påträffades 1,4 dioxan vid samtliga. De högsta uppmätta halterna av 1,4-dioxan varierade mellan de olika platserna från 0,15 till 152 µg/L, se avsnitt 2.3. Vilka klorerade lösningsmedel som förekom redovisas bara för en av platserna. Den var förorenad med TCE och där uppgick den högsta uppmätta halten av 1,4-dioxan till 1,72 µg/L.

Adamson m.fl. (2014) rapporterar att 1,4-dioxan påvisats vid 194 platser i USA och att medianvärdet för den högsta uppmätta halten per plats uppgick till 365 µg/L, 10:e percentilen till 9 µg/L och 90:e percentilen till 13 460 µg/L. Samförorening med klorerade lösningsmedel fanns i 95 % av fallen. Vilka halter av klorerade lösningsmedel som förekom redovisas inte.

OVAM (2017) undersökte 1,4-dioxan på 16 platser i Flandern där uppmätta halter av TCA överskred 5 000 µg/L. Inom 10 av dessa platser var halterna av 1,4-dioxan över 500 µg/L. Det kan konstateras att vid de platser som undersöktes av OVAM var halterna av både TCA och 1,4-dioxan högre än i föreliggande undersökning. I föreliggande undersökning uppgår de högsta halterna av TCA till mellan 57,1 µg/L och 2 250 µg/L.

5.3 Jämförvärden

Varken i Sverige eller inom EU finns jämförvärden för 1,4-dioxan i grundvatten. Internationellt finns hälsobaserade riktvärden för 1,4-dioxan i dricksvatten. Nivåerna varierar från det värde som används av US EPA i riskkommunikation, 0,35 µg/L (ITRC, 2021), till WHO:s riktvärde på 50 µg/L (WHO, 2022). Ytterligare jämförvärden finns i avsnitt 2.5. När det gäller den här undersökningen överskrider halterna i samtliga punkter där 1,4-dioxan uppmätts det amerikanska riktvärdet, medan WHO:s riktvärde endast överskrids på ett av de undersökta objekten.

I Nederländerna (RIVM, 2019) och Tyskland (Grumm, 2014 refererad till i Rüdel m.fl., 2020) har hälsobaserade riktvärden på 3 respektive 5 µg/L för dricksvatten tagits fram. Halterna av 1,4-dioxan som uppmätts vid objekt med enbart TCE-förorening i denna studie ligger i nivå med dessa riktvärden. Vid objekt med både TCA och TCE överskrids de tyska och nederländska riktvärdena vid samtliga objekt i den här studien.

Eftersom undersökningen avser grundvatten inom förorenade områden bedöms den jämförelse med riktvärden för dricksvatten som görs i föregående stycke vara konservativ. Resultaten indikerar att 1,4-dioxan kan utgöra ett problem för dricksvattenuttag i nära anslutning till områden förorenade med TCA. Detsamma skulle kunna gälla även för områden förorenade med TCE, även om resultaten i denna studie indikerar att 1,4-dioxan antagligen utgör ett problem på färre sådana platser.

5.4 Rekommendationer

Baserat på resultaten från denna undersökning och resultat från andra undersökningar bedömer vi att 1,4-dioxan bör inkluderas vid utredning av områden förorenade med TCA.

Resultaten från denna undersökning visar att 1,4-dioxan även förekommer vid platser förorenade med TCE, men att halterna är lägre än vid platser förorenade med TCA. För områden förorenade med TCE bedömer vi därför att det inte generellt är motiverat med utredning av förekomst av 1,4-dioxan, men att det kan vara motiverat i vissa fall. En bedömning av om 1,4-dioxan bör inkluderas vid undersökning av områden förorenade med TCE behöver göras från fall till fall. Detta utifrån förutsättningarna på platsen, såsom spridningsrisker och förekomst av skyddsobjekt, särskilt dricksvattenbrunnar.

De tidigare undersökningarna av 1,4-dioxan vid förorenade områden i Sverige, sammanställda i avsnitt 2.4 ,visar att rapporteringsgränserna varierat och i några fall varit höga, även i nyare utredningar. När 1,4-dioxan ska inkluderas i undersökningar bör därför en analys med tillräckligt låg rapporteringsgräns utifrån förutsättningarna för den planerade undersökningen väljas.

5.5 Fortsatt arbete

Branschlistan för områden som är förorenade behöver ses över med hänsyn till resultaten i den här studien. Resultaten visar bland annat att 1,4-dioxan förekommer som samförorening till TCA och i mindre utsträckning till TCE.

1,4-dioxan finns upptagen som en relaterad förorening i mark för branschen ”kemtvätt – med lösningsmedel” i branschlistan (Naturvårdsverket, 2025). Vid kemtvättar har huvudsakligen PCE, och i mindre utsträckning TCE använts, inte TCA (Englöv m.fl., 2007). Det bör därför övervägas om ämnet ska tas bort som relaterad förorening i mark för branschen ”kemtvätt – med klorerade lösningsmedel”. Alternativt att en kommentar förs in om att det bara är aktuellt om TCE har använts.

Den utförda undersökningen visar att 1,4-dioxan kan förväntas förekomma vid områden förorenade med TCA. Enligt Englöv m.fl. (2007) har TCA huvudsakligen använts för metallavfettning, men också för avfettning vid garverier. TCA har också ingått i produkter som använts vid gjutning av plast och gummiföremål samt ingått som lösningsmedel i olika typer av produkter (lim, vulkaniseringsmedel m.m.). Enligt statistik över förbrukningen år 1987 användes knappt 1 000 ton vardera inom verkstadsindustri och för kemtekniska produkter och några hundra ton vardera vid verkstäder och inom elektronikindustri (Norén, 1989 refererad till i Englöv m.fl., 2007).

Det bör mot bakgrund av ovanstående övervägas om 1,4-dioxan ska läggas till som relaterad förorening i mark för de branscher där TCA har hanterats i större omfattning. I arbetet med den här studien var det dock svårt att hitta objekt förorenade med TCA, som kunde ingå i undersökningen. Detta kan tolkas som att det inte finns ett stort problem med TCA-förorenade områden i Sverige. Som en följd av detta finns i så fall inte heller något stort problem med 1,4-dioxan kopplat till sådana områden.

Att det var svårt att hitta sådana objekt skulle dock också kunna bero på att TCA använts inom objekt eller branscher som prioriterats lägre inom efterbehandlingsarbetet och därför ännu inte har blivit undersökta. Urvalet i den här studien riktades först och främst mot väl undersökta objekt, alltså sådana som prioriterats i efterbehandlingsarbetet. Exempel på bransch där TCA har använts, men som inte prioriterats så högt hittills är elektronikindustrin.

Den studie som redovisas i föreliggande rapport har riktats mot 1,4-dioxan som samförorening med klorerade lösningsmedel. 1,4-dioxan har dock använts även inom andra branscher och finns exempelvis i många konsumentprodukter (Pettersson & Montelius, 2020). Ämnet har påvisats i lakvatten från deponier (Paxéus, 2000) såväl som i grundvatten vid en deponi (Herzog & Maxe, 2019). Mot bakgrund av detta framstår deponier som en bransch som är intressant att fortsätta undersöka med avseende på spridning av 1,4-dioxan i miljön.

Om rekommendationen att 1,4-dioxan bör inkluderas i fler undersökningar hörsammas, kommer det att leda till mer information om förekomst av 1,4-dioxan vid förorenade områden i Sverige. När tillräckligt mycket nya data finns, bör den sammanställas och jämföras med tidigare resultat så att rekommendationen kan utvärderas och vid behov omformuleras.

Vid en framtida översyn av rekommendationen skulle det vidare kunna vara till hjälp om ett generellt riktvärde fanns tillgängligt. Detta gäller även vid genomförandet av utredningsinsatser avseende 1,4-dioxan vid enskilda förorenade områden. I så fall är det ett riktvärde för grundvatten som skulle vara relevant. Ett riktvärde skulle också vara till hjälp vid bedömningen av vilken rapporteringsgräns som behövs vid analys av 1,4-dioxan.

För att underlätta tillsynsarbetet avseende förorenade områden och 1,4-dioxan kan det också vara relevant att sammanställa kunskap om:

- spridningsmönster och persistens i mark och vatten
- i vilken utsträckning åtgärdsmetoder för klorerade lösningsmedel också fungerar för 1,4-dioxan.

Vad gäller ytvatten har Malnes m.fl. (2024) uppmätt 1,4-dioxan inte bara i utgående vatten och nedströms studerade avloppsreningsverk, utan även uppströms. Halterna uppströms var cirka 0,05-0,1 µg/L. Källorna till 1,4-dioxan i ytvatten är till stor del okända. Det är därför intressant att ta reda på om förorenade områden kan vara en betydande källa, genom spridning till yt- och grundvatten, eller om andra källor är av större betydelse. Föreliggande studie tyder dock inte på att de nu undersökta områdena

utgör en betydande källa till ytvattenförorening. Detta då 1,4-dioxan inte hittades i halter över rapporteringsgränsen i något av de uttagna ytvattenproven. Klorerade lösningsmedel påvisades dock i ytvattenprov vid alla objekt där ytvattenprovtagning utfördes. Den lägsta rapporteringsgränsen för 1,4-dioxan i ytvatten i vår studie (0,07 µg/L) var dock i nivå med de uppströmshalter som uppmättes av Malnes m.fl. (2024). Mot bakgrund av rapporteringsgränserna i föreliggande undersökning (se avsnitt 4.2.1) kan det inte uteslutas att 1,4-dioxan förekommit i ytvatten även vid de nu utförda undersökningarna.

I nuläget finns inga uppföljande studier av 1,4-dioxan planerade på SGI. Malnes m.fl. (2024) understryker behovet av mer frekvent och mer omfattande övervakning för att kunna fånga fluktuationer i föroreningshalter och bättre förstå miljöbeteendet hos långlivade föroreningar som exempelvis 1,4-dioxan. Hur 1,4-dioxan hanteras fortsättningsvis inom bland annat miljöövervakningen bör bevakas.

Erfarenheterna från arbetet med kunskapssammanställningen och den nu utförda screeningundersökning kommer att användas i SGI:s fortsatta arbete med en strategi för identifiering och prioritering av *contaminants of emerging concern*.

Referenser

Adamson, D. T., Anderson, R. H., Mahendra, S., & Newell, C. J. (2015). Evidence of 1,4-dioxane attenuation at groundwater sites contaminated with chlorinated solvents and 1,4-dioxane. *Environmental Science and Technology*, *49*(11), 6510–6518. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.5B00964

Adamson, D. T., Mahendra, S., Walker, K. L., Rauch, S. R., Sengupta, S., & Newell, C. J. (2014). A Multisite Survey to Identify the Scale of the 1,4-Dioxane Problem at Contaminated Groundwater Sites. *Environmental Science and Technology Letters*, *1*(5), 254–258. https://doi.org/10.1021/EZ500092U

Adamson, D. T., Piña, E. A., Cartwright, A. E., Rauch, S. R., Hunter Anderson, R., Mohr, T., & Connor, J. A. (2017). 1,4-Dioxane drinking water occurrence data from the third unregulated contaminant monitoring rule. *Science of the Total Environment*, *596–597*, 236–245. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.085

Anderson, R. H., Anderson, J. K., & Bower, P. A. (2012). Co-occurrence of 1,4-dioxane with trichloroethylene in chlorinated solvent groundwater plumes at US Air Force installations: Fact or fiction. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *8*(4), 731–737. https://doi.org/10.1002/ieam.1306

ATSDR. (2012). *Toxicological profile for 1,4-dioxane*.

Chiang, S. (Dora), Anderson, R. (Hunter), Wilken, M., & Walecka-Hutchison, C. (2016). Practical Perspectives of 1,4-Dioxane Investigation and Remediation. *Remediation Journal*, *27*(1), 7–27. https://doi.org/10.1002/rem.21494

ECHA. (2025, februari 13). *Databasen för klassificerings- och märkningsregistret*. European Chemicals Agency. https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database

Englöv, P., Cox, E. E., Durant, N. D., Dall-Jepsen, J., Højbjerg Jørgensen, T., Nilsen, J., & Törneman, N. (2007). *Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod*.

Ensucon. (2022). *Miljöteknisk markundersökning av del av Möller 2*. https://www.kavlinge.se/download/18.2c73834a188c4d44a4d2463/1687762250567/Milj%C3%B6teknisk%20markunders%C3%B6kning%20M%C3%B6ller%202%202022-03-11.pdf

Ensucon. (2023). *Fördjupad undersökning - Övervakad Naturlig Självrening (ÖNS), Stjernquist f.d. Metallfabrik, Hedlandet 1:52 m.fl., Strängnäs kommun*.

Geosigma. (2022). *Övervakad naturlig självrening Fanna 32:9, Provtagning 4 och utvärdering av utfört kontrollprogram, Enköping*.

Herzog, A., & Maxe, L. (2019). *Mätning av miljögifter i grundvatten*.

IARC. (1999). *Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide* (Vol. 71). http://www.iarc.fr/.

ITRC. (2021). *1,4-Dioxane*. http://www.itrcweb.org/

Karges, U., Becker, J., & Püttmann, W. (2018). 1,4-Dioxane pollution at contaminated groundwater sites in western Germany and its distribution within a TCE plume. *Science of The Total Environment*, *619–620*, 712–720. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.043

Karges, U., de Boer, S., Vogel, A. L., & Püttmann, W. (2022). Implementation of initial emission mitigation measures for 1,4-dioxane in Germany: Are they taking effect? *Science of the Total Environment*, *806*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150701

Kelley, S. L., Aitchison, E. W., Deshpande, M., Schnoor, J. L., & Alvarez, P. J. J. (2001). Biodegradation of 1,4-dioxane in planted and unplanted soil: effect of bioaugmentation with amycolata sp. CB1190. *Water Research*, *35*(16), 3791–3800. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00129-4

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, Pub. L. No. LIVFS 2022:12 (2022). https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2022-12_web_t.pdf

Malnes, D., Tyka, M., & Golovko, O. (2024). *Övervakning för bevakningslistan 2022-2023*.

Miljøstyrelsen. (2011). *Kortlægning af tilsætningsstoffer i chlorerede opløsningsmidler*.

Naturvårdsverket. (2025). *Branschlistan förorenade områden (2025)*. Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/490731/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/inventering/branschlistan-fororenade-omraden-ar-2025.pdf

OVAM. (2017). *Additives of chlorinated solvents – 1,4-dioxane in Flanders*.

Paxéus, N. (2000). Organic compounds in municipal landfill leachates. *Water Science and Technology*, *42*(7–8), 323–333. https://doi.org/10.2166/wst.2000.0585

Pettersson, M., & Montelius, M. (2020). *1,4-dioxan, En kunskapssammanställning*.

Relement. (2022). *Provtagningsrapport, Förstudie f.d. Kemtvätt Hjorten 3 och 10 i Båstad* .

RIVM. (2019). *Beleidsmatig vaststellen 36 drinkwaterrichtwaarden*. Rijkinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2019-04/SG2019-03%20Memo%20vaststellen%20drinkwaternormen%20voor%2036%20stoffen_aangepast%20190321.pdf

Rüdel, H., Körner, W., Letzel, T., Neumann, M., Nödler, K., & Reemtsma, T. (2020). Persistent, mobile and toxic substances in the environment: a spotlight on current research and regulatory activities. *Environmental Sciences Europe*, *32*(1), 5. https://doi.org/10.1186/s12302-019-0286-x

SGU. (2024, juli 2). *EU-gemensam bevaknings- och kandidatlista för grundvatten*. https://www.sgu.se/grundvatten/vattenforvaltning/bevaknings--och-kandidatlista-for-grundvatten/

Simmer, R., Mathieu, J., da Silva, M. L. B., Lashmit, P., Gopishetty, S., Alvarez, P. J. J., & Schnoor, J. L. (2020). Bioaugmenting the poplar rhizosphere to enhance treatment of 1,4-dioxane. *Science of The Total Environment*, *744*, 140823. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140823

Structor. (2023). *Huvudstudie fd Bjärre kemiska tvätt, Bjärred 50:1, Lomma kommun, Föroreningssituation, riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering*.

US EPA. (2017). *Technical Fact Sheet - 1,4-Dioxane*. United States Environmental Protection Agency. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100THWG.txt

US EPA. (2018). *2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-01/dwtable2018.pdf

US EPA. (2020). *Final Risk Evaluation for 1,4-Dioxane*.

VOS. (2023). *Översiktlig miljöteknisk undersökning enl. MIFO fas 2, F.d.Ytab (f.d. Yto-Åviken), Töllstorp 1:220, Gnosjö*.

WHO. (2022). *Guidelines for drinking-water quality, fourth edition incorporating the first and second addenda*.

WSP. (2020). *Kompletterande miljöteknisk markundersökning avseende klorerade lösningsmedel på Ekebäcken 3 i Hovmantorp*.

Bilaga 1 – Fältmätningar

Elliot

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	YV	1	2	3	YV
pH	6,73	6,03	6,42	7,37	6,6	5,99	6,52	7,22
Konduktivitet (mS/cm)	1,012	0,318	0,391	0,06	1,102	0,393	0,437	0,061
Temperatur (°C)	7,2	6,2	6,4	4,5	3,8	3,2	2,7	2
Redox (mV)	-47,2	84,6	6,7	-17,1	-10,8	84,4	-27,1	-4,9
Löst syre (mg/L)	1,77	6,36	4,1	9,28	12,8	2,35	1,7	11,13

Errol

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
pH	7,17	7,53	7,81	7,55	7,21	7,64	7,94	7,65
Konduktivitet (mS/cm)	1,509	1,813	1,643	2,322	1,037	2,12	1,326	2,306
Temperatur (°C)	15,9	10,5	10,6	12	14,0	6,0	7,2	6,7
Redox (mV)	-150,9	-93	-114,9	-58,6	-92,1	-112,1	-92,5	-16,6
Löst syre (mg/L)	0,2	1,09	0,41	1,27	2,1	0,31	0,44	1,59

Fafner

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	YV	1	2	3	YV
pH	-	6,32	6,62	-	-	-	6,69	-
Konduktivitet (mS/cm)	-	44	0,235	-	-	-	0,196	-
Temperatur (°C)	-	6,9	7,4	-	-	-	5,5	-
Redox (mV)	-	58,1	-63,4	-	-	-	-55,5	-
Löst syre (mg/L)	-	7,42	0,08	-	-	-	0,08	-

Haku

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	YV	1	2	3	YV
pH	6,47	6,68	6,27	-	6,5	6,67	6,61	-
Konduktivitet (mS/cm)	0,501	0,257	0,231	-	0,418	0,23	0,219	-
Temperatur (°C)	12,5	12,2	13	-	7,3	7,6	6,7	-
Redox (mV)	-105	-105	124	-	-80	-83	205	-
Löst syre (mg/L)	0,24	0,11	3,25	-	0,62	0,59	7,05	-

Katla

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
pH	6,18	6,1	5,5	5,43	5,96	6,23	5,46	5,77
Konduktivitet (mS/cm)	0,497	0,131	0,165	0,301	0,527	0,12	0,202	0,113
Temperatur (°C)	8,7	9,6	10,9	9,7	6	6,2	5,9	4
Redox (mV)	-83	-12	215	210	-68,7	-27,7	193	143
Löst syre (mg/L)	0,05	0,51	0,37	0,63	0,26	0,3	0,63	3,11

Mushu

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	YV	1	2	3*	YV
pH	-	11,68	10,77	8,85	12,2	12,34		8,49
Konduktivitet (mS/cm)	-	7,68	0,469	2,077	5,964	8,961		2,071
Temperatur (°C)	-	15,7	15,3	12,5	4,2	4,6		5,8
Redox (mV)	-	-191,1	-152	93,4	-100,5	-32,6		103
Löst syre (mg/L)	-	0,59	1,97	9,27	0,89	2,72		10,47

*Inget prov kunde tas vid det andra provtagningstillfället

Ramoth

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	YV	1	2	3	YV
pH	7,12	6,54	6,68	-	7,13	6,65	6,74	-
Konduktivitet (mS/cm)	0,312	0,392	0,687	-	0,357	0,595	0,639	-
Temperatur (°C)	10,3	8,5	8,5	-	8,4	5,5	4,9	-
Redox (mV)	143	67,1	86	-	83,4	36,6	-2,3	-
Löst syre (mg/L)	6,3	0,51	1,17	-	6,3	0,41	0,45	-

Smaug

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
pH	6,61	6,72	6,94	7,03	-	-	-	-
Konduktivitet (mS/cm)	0,32	0,26	0,332*	0,29	-	-	-	-
Temperatur (°C)	6,2	6,1	6,1	5	-	-	-	-
Redox (mV)	146,4*	42,5*	115,1	115,5*	-	-	-	-
Löst syre (mg/L)	6,04	6,66	1,56	8,39	-	-	-	-

*Stabila parametrar uppnåddes ej trots lång tid.

Yoshi

Parameter	Provtagningsomgång 1				Provtagningsomgång 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
pH	6,42	6,45	6,2	6,58	5,85	5,85	5,91	6,06
Konduktivitet (mS/cm)	0,113	0,173	0,21	0,144	0,094	0,145	0,261	0,236
Temperatur (°C)	10,2	10,9	12,5	11,8	10,2	10,1	12,2	12
Redox (mV)	48,5	-8,6	65,8	-59,8	349,9	256,6	123,5	-26,2
Löst syre (mg/L)	8,4	0,62	1,78	1,01	6,9	1,26	0,62	0,56

Bilaga 2 – Resultatsammanställning

Provtagningsomgång 1

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Elliot 1	25,2	<2,0	43	<1,0	162	86400	<1,0	<0,3	<0,2	0,24	<0,5	365000	104	3280	271
Elliot 2	<1,61	<2,0	45,6	<1,0	10,5	2080	<1,0	<0,3	<0,2	21,7	<0,5	196	<0,2	30,2	4,13
Elliot 3	<0,07	<2,0	12,9	<1,0	<1,0	4,47	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	0,215	<0,2	<1,0	<0,1
Elliot YV	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	0,265	<0,2	<1,0	<0,1
Errol 1	<0,49	<100	<50	<50	502	50000	<50	<15	<10	<10	<25	12500	<10	6400	144
Errol 2	<0,49	<2,0	<1,0	<1,0	213	10100	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	373	<0,2	1520	25,8
Errol 3	3,12	<2,0	<1,0	<1,0	222	16800	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	1,35	<0,2	2950	55,7
Errol 4	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	3,12	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	0,296	<0,2	2,32	<0,1

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Fafner 1	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	70	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	596	<0,2	<1,0	0,277
Fafner 2	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	43,8	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	523	<0,2	<1,0	0,168
Fafner 3	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	6,3	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	3,08	<0,2	<1,0	<0,1
Fafner YV	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,96	<1,0	0,36	<0,2	<0,2	<0,5	6,18	<0,2	<1,0	<0,1
Haku 1	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	15,1	44200	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	33900	<10	78,7	336
Haku 2	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	4,6	10400	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	24600	<10	35,4	28,2
Haku 3	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,84	<1,0	0,541	<0,2	<0,2	<0,5	1350	7	<1,0	<0,1
Haku YV	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	3,79	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	67	0,232	<1,0	<0,1
Katla 1	1,74	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Katla 2	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Katla 3	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Katla 4	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Mushu 1	105	479	1570	1310	4260	221000	<1,0	204	<0,2	1420	<0,5	100000	56900	9110	3850
Mushu 2	<0,7	10,7	6,64	24,3	599	996	<1,0	1,62	<0,2	0,566	<0,5	2100	495	222	343
Mushu 3	<0,28	<2,0	<1,0	1,04	43,4	714	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	1200	324	104	21,1
Mushu YV	<0,91	<2,0	<1,0	1,24	<1,0	9,01	<1,0	<0,3	<0,2	0,482	<0,5	0,414	<0,2	6,09	0,178
Ramoth 1	47,4	<2,0	1,49	<1,0	<1,0	3,43	<1,0	0,428	<0,2	224	0,707	19	0,842	<1,0	32,8
Ramoth 2	<0,49	<2,0	6,62	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	86,3	<0,5	0,355	<0,2	<1,0	11,9
Ramoth 3	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	0,233	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Ramoth YV	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	3,22	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	0,367	<0,2	<1,0	<0,1
Smaug 1	<0,42	<2,0	<1,0	<1,0	16,6	230	<1,0	<0,3	1,42	<0,2	1,46	30500	17,2	<1,0	0,434
Smaug 2	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	50,4	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	196	<0,2	<1,0	0,13
Smaug 3	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	50,8	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	114	<0,2	<1,0	0,695
Smaug 4	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	5,84	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	27,8	<0,2	<1,0	<0,1

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Yoshi 1	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	12,8	<0,5	<0,1	0,545	<1,0	0,252
Yoshi 2	<0,98	<2,0	1,92	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	72,4	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	2,18
Yoshi 3	11,9	<2,0	791	1,93	<1,0	<1,0	<1,0	0,845	<0,2	1300	4,98	7,57	2,44	8,86	1520
Yoshi 4	6,24	<2,0	15,4	<1,0	<1,0	9,28	<1,0	<0,3	<0,2	0,416	<0,5	0,492	<0,2	3,89	12,6

Provtagningsomgång 2

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Elliot 1	15,8	<2,0	<1,0	<1,0	114	45600	1,78	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	360000	144	1680	172
Elliot 2	1,36	<2,0	<1,0	<1,0	14,9	2310	<1,0	<0,3	<0,2	57,1	<0,5	305	<0,2	20,2	7,94
Elliot 3	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	4,41	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	0,315	<0,2	<1,0	<0,1
Elliot YV	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	6,07	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	5,39	<0,2	<1,0	<0,1
Errol 1	<1,4	<2,0	<1,0	<1,0	596	52200	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	8700	<0,2	5260	153
Errol 2	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	389	17800	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	490	<0,2	1940	48,8
Errol 3	<1,4	<2,0	<1,0	<1,0	272	27100	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	3,11	<0,2	4970	66,3
Errol 4	<0,7	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,7	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	1,78	<0,1
Fafner 1	<0,4	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	95	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	866	<0,2	<1,0	0,412
Fafner 2	<0,5	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	45,4	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	457	<0,2	<1,0	0,144
Fafner 3	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	9,22	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	3,41	<0,2	1,16	<0,1
Fafner YV	<0,7	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Haku 1	<0,35	<2,0	<1,0	<1,0	19,2	106000	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	186000	6,79	114	446
Haku 2	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	7,24	15000	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	94600	4,23	35,6	41
Haku 3	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,12	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	486	2,51	<1,0	<0,1
Haku YV	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	2,51	13,7	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	276	1,35	<1,0	<0,1
Katla 1	1,19	<0,1	<1,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Katla 2	<0,07	<0,1	<1,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Katla 3	<0,07	<0,1	<1,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Katla 4	<0,07	<0,1	<1,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mushu 1	62,2	401	1300	1370	5570	244000	<1,0	432	<0,2	2250	<0,5	88800	72200	12200	5140
Mushu 2	<0,2	6,9	4,42	13,6	305	809	<1,0	1,78	<0,2	0,521	<0,5	1430	296	156	182
Mushu YV	<2,0	<2,0	1,53	19	6,14	108	<1,0	0,974	<0,2	1,09	<0,5	22,4	12	23,6	3,94

Provpunkt	1,4-dioxan	diklor-metan	1,1-dikloretan	1,2-dikloretan	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	1,2-diklor-propan	kloroform	tetraklor-metan	1,1,1-trikloretan	1,1,2-trikloretan	trikloreten	tetraklor-eten	vinylklorid	1,1-dikloreten
	µg/L														
Ramoth 1	18,1	<2,0	1,25	<1,0	<1,0	2,76	<1,0	<0,3	<0,2	142	0,794	12,1	0,953	<1,0	18,8
Ramoth 2	2,24	<2,0	85,8	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	1510	0,52	2	0,29	1,24	184
Ramoth 3	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Ramoth YV	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1
Smaug 1	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	9,31	140	<1,0	<0,3	0,487	<0,2	0,738	11100	6,57	<1,0	0,205
Smaug 2	<0,5	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	16,1	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	233	<0,2	<1,0	<0,1
Smaug 3	<0,07	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	95,4	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	49,6	<0,2	1,74	0,58
Smaug 4	<0,5	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	4,19	<1,0	<0,3	<0,2	<0,2	<0,5	19,9	<0,2	<1,0	<0,1
Yoshi 1	<0,14	<2,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	9,02	<0,5	<0,1	<0,2	<1,0	0,366
Yoshi 2	<0,35	<2,0	3,19	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,3	<0,2	49,5	<0,5	0,124	<0,2	<1,0	1,75
Yoshi 3	11,3	<2,0	1720	4,4	<1,0	<1,0	<1,0	1,15	<0,2	1660	13,8	14,7	3,96	14,2	3280
Yoshi 4	3,98	<2,0	16,3	<1,0	<1,0	6,74	<1,0	<0,3	<0,2	0,655	<0,5	0,548	<0,2	3,58	14,3

STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växeln: 013–20 18 00