

Sannadeponin, Hjo kommun

FÖRENKLAD RISKBEDÖMNING

Rapport 201218



Datum: 2020-12-18	Rev. datum: -	Uppdragsnummer: 1230001
Upprättad av: John Norman, Rebecca Friberg och Elin Arvidsson Glans		Granskad av: Alexandra Frost

INNEHÅLL

1	SAMMANFATTNING	5
2	BAKGRUND	6
2.1	SYFTE	6
2.2	AVGRÄNSNINGAR	6
3	OMRÅDESBESKRIVNING	7
3.1	LOKALISERING OCH INFRASTRUKTUR	7
3.2	TOPOGRAFI OCH GEOLOGI	8
3.3	GEOHYDROLOGI	9
3.4	RECIPIENTER	10
3.5	SKYDDAD NATUR	11
3.6	HISTORIK OCH NUVARANDE VERKSAMHET	11
3.7	FÖRORENADE FASTIGHETER I NÄROMRÅDET	15
4	RIKTVÄRDEN, TILLÄMPBARHET OCH FÖRUTSÄTTNINGAR	16
4.1	JORD	16
4.2	GRUNDEVATTEN	18
4.3	DAGVATTEN	18
4.4	INOMHUSLUFT	18
5	FÖRORENINGSSITUATIONEN	19
5.1	GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	19
5.2	ALLMÄNT	19
5.3	EGENSKAPSBESKRIVNING	19
5.4	REPRESENTATIVA HALTER	28
6	OMRÅDESANVÄNDNING	30
6.1	NUVARANDE MARKANVÄNDNING	30
6.2	FRAMTIDA MARKANVÄNDNING	35
7	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	37
8	FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER	38
8.1	KLORERADE LÖSNINGSMEDEL	38
8.2	METALLER	39
8.3	ÖVRIGA ÄMNER	41
9	PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL	42
9.1	FÖRORENINGSKÄLLOR, FÖRORENAD MEDIA	43
9.2	SPRIDNINGSVÄGAR OCH SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	43
9.3	EXPONERINGSVÄGAR	44
10	SKYDDSOBJEKT, SKYDDSVÄRDE OCH KÄNSLIGHET	45
11	ÖVERSIKTIG EXPONERINGS- OCH EFFEKTANALYS	46
11.1	DEPONIN	46
11.2	FÖRORENINGSPLYMEN	47
12	KUNSKAPSLUCKOR OCH MOTIV FÖR EVENTUELLA KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR	48
12.1	DEPONIN	48
12.2	FÖRORENINGSPLYMEN	49

13	SAMLAD RISKBEDÖMNING.....	50
13.1	DEPONIN	50
13.2	FÖRENINGSPLYM.....	51
14	ÅTGÄRDSUTREDNING	53
	EGENSKAPSOMRÅDE 1 – DEPONIN	55
14.2	VÄRDERING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV DEPONIOMRÅDET.....	60
14.3	EGENSKAPSOMRÅDE 2 – FÖRORENINGSPLYM	61
14.4	SLUTSATS ÅTGÄRDSUTREDNING	62
15	REFERENSER	64

BILAGOR

1. Beräkning av UCLM95
2. Beräkning av platsspecifika riktvärden, uttagsrapport

ADMINISTRATIVA UPPGIFTER

UPPDRAGSNAMN: Sannadeponin

UPPDRAGSNUMMER: 1230001

UPPRÄTTAD DATUM: 2020-12-18

REVIDERAD DATUM: -

BESTÄLLARE: Hjo kommun

BESTÄLLARENS OMBUD: Svante Andrén

KONSULT: Mitta AB

Organisationsnummer:
556676-6647

Uppdragsledare/Projektledare:
Alexandra Frost
E-post: alexandra.frost@mitta.se

Handläggare:
Rebecca Friberg, John Norman, Elin Arvidsson Glans

Granskare:
Alexandra Frost

Företagsadress:
Gamla Tanneforsvägen 16
582 54 Linköping

BERÖRD

TILLSYNSMYNDIGET: Miljösamverkan Östra Skaraborg

KONTAKTPERSON: Manne Johansson

OMSLAGSFOTO: Lantmäteriet.

1 SAMMANFATTNING

Sannadeponin är en nedlagd kommunal deponi i Hjo kommun belägen i den norra delen av tätorten. Under 2017 upptäcktes föroreningar i grundvatten i samband med två miljötekniska undersökningar av fastigheter belägna direkt söder om deponin. Det bedömdes sannolikt att påfunna föroreningar härstammar från avfallsupplaget. Som en följd av detta förelade tillsynsmyndigheten Miljösamverkan Östra Skaraborg (MÖS) Hjo kommun att utföra undersökningar och utredningar med syftet att utreda deponins omgivningspåverkan samt hälso- och miljörisker kopplad till denna.

Under 2017-2020 har Mitta AB på uppdrag av Hjo kommun genom ett flertal undersökningar, bland annat kartlagt deponins utbredning, föroreningssituationen i deponins ytskikt och deponins närområde samt områdets geologi och hydrogeologiska förutsättningar. Dessa undersökningar ligger till grund för denna riskbedömning och förslag på åtgärder.

Inom föreliggande riskbedömning har två egenskapsområden identifierats utifrån föroreningssituationen i området, vilka utgörs av deponiområdet och uppkommen föroreningsplym i grundvattnet söder om deponin. Åtgärds mål för deponin och plymområdet har tagits fram. Det bedöms föreligga ett fortsatt utredningsbehov av föroreningsplymen för att avgränsa denna i plan och profil samt för att kunna ta fram representativa halter för denna. För deponiområdet har dock representativa halter kunnat beräknas och platsspecifika riktvärden har tagits fram för att kunna bedöma riskerna med området.

I deponiområdet bedöms det föreligga oacceptabla risker för både människa och miljö. Således bedöms det krävas åtgärder inom deponiområdet både för att minska risker för människor som vistas i området liksom för att minska pågående spridning av framförallt klorerade lösningsmedel till grundvattnet. I genomförd åtgärdsutredning bedöms en inneslutning med tätt material vara den mest lämpliga metoden för att uppnå dessa syften och nå de åtgärds mål som ~~finns~~ tagits fram/fastställts för området.

Inga akuta eller påtagliga hälsorisker har kunnat påvisas med pågående markanvändning inom plymområdet. Avhjälpandeåtgärder kan dock komma att vara nödvändiga. Föroreningsplymen bör undersökas vidare för att fastställa de risker som rådande föroreningssituation utgör för människa och miljö. Det är också av vikt att plymen till fullo avgränsas för att rätt åtgärdsinsatser skall kunna genomföras. Inom plymens utbredningsområde är det dock lämpligt att skyndsamt genomföra de kortsiktiga skyddsåtgärder som förslås.

2 BAKGRUND

Sannadeponin är en nedlagd kommunal deponi i Hjo kommun belägen i den norra delen av tätorten. Under 2017 upptäcktes föroreningar i grundvatten i samband med två miljötekniska undersökningar av fastigheter belägna direkt söder om deponin. Det bedömdes sannolikt att påfunna föroreningar härstammar från avfallsupplaget. Som en följd av detta förelade tillsynsmyndigheten Miljösamverkan Östra Skaraborg (MÖS) Hjo kommun att utföra undersökningar och utredningar med syftet att utreda deponins omgivningspåverkan samt hälso- och miljörisker kopplad till denna.

Under 2017-2020 har Mitta AB på uppdrag av Hjo kommun genom flertal undersökningar, bland annat kartlagt deponins utbredning, föroreningssituationen i deponins ytskikt och deponins närområde samt områdets geologi och hydrogeologiska förutsättningar. Dessa undersökningar ligger till grund för denna riskbedömning och förslag på åtgärder.

Sannadeponin har av MÖS bedömts som en icke sluttäckt deponi. Sannadeponin är kommunalt ägd.

2.1 Syfte

Riskbedömningen är en del av den process som leder fram till val av avhjälpandeåtgärder och formuleringen av mätbara åtgärds mål. Syftet med riskbedömningen och påföljande åtgärdsutredning är att bedöma riskerna för människors hälsa och miljön samt bedöma vilka åtgärder som är rimliga för att uppfylla åtgärds målen för området.

2.2 Avgränsningar

Riskbedömningen omfattar Sannadeponin och dess närområde där föroreningar som bedöms härstamma från deponin har påträffats. Detta område är lokaliserat söder om Sannadeponin (se även figur 10).

Riskbedömningen har utförts som en förenklad riskbedömning. I samband med riskbedömning och åtgärdsutredning kommer det fastställas om det föreligger behov av vidare utredning av föroreningssituationen.

Sannadeponin har bedömts vara en icke sluttäckt deponi enligt dagens normer, då påförda sluttäckningsmassor inte bedömt utgöra en tillfredsställande sluttäckning. Detta innebär att avhjälpandeåtgärder, som kan vara aktuella inom själva deponiområdet, utgörs av sluttäckningsåtgärder. I närområdet dit föroreningar från deponin har spridits kan andra typer av avhjälpandeåtgärder vara aktuella.

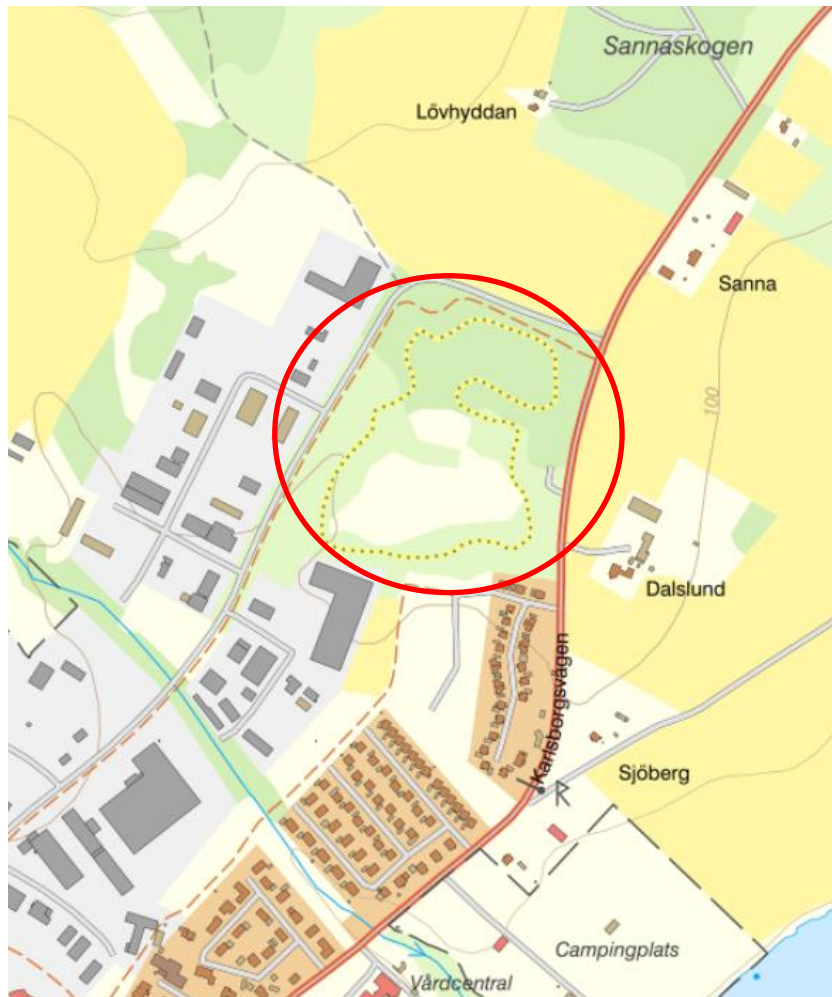
3 OMRÅDESBESKRIVNING

3.1 Lokalisering och infrastruktur

Sannadeponin har en yta på ca 4,5 ha och är belägen på del av fastigheten Norr 3:59 i norra delen av Hjo tätort (se Figur 1). Sydväst och väster om deponin finns industriområden. Mellan deponin och det västra industriområdet är Sveavägen belägen. I öster övergår Sveavägen till Karlsborgsvägen.

Norr om deponin finns ett skogsområde följt av en åkermark. Sydöst om deponin finns ett bostadsområde som uppfördes på 1990-talet. Runt deponin löper ett motionsspår och deponiområdet används idag som friluftsområde. Spåret går delvis även ovanpå deponin, vilken i övrigt täcks av gräs som klipps under växtsäsongen. På deponins slänter växer lövträd.

Området är ej inhägnat, men har en låsbar bom för att förhindra fordonstrafik på deponin.



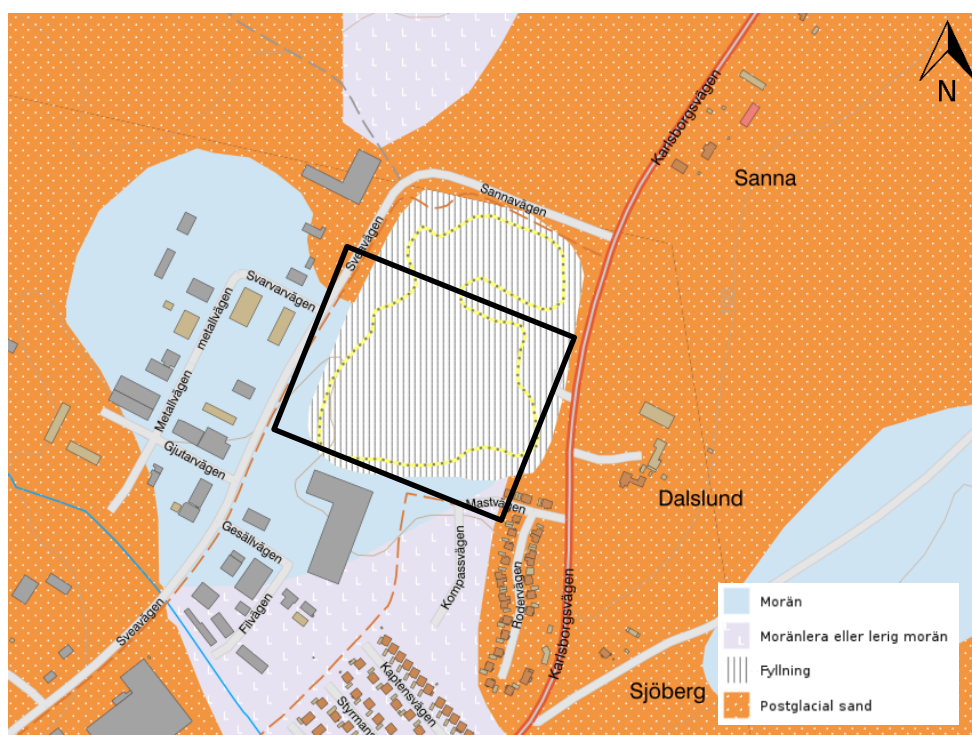
Figur 1. Orienteringskarta¹. Sannadeponin markeras med en röd cirkel.

¹ Lantmäteriet. Kartsök och ortnamn.

3.2 Topografi och geologi

Sannadeponin och dess närområde befinner sig i en svag sluttning åt sydväst. Markytan deponin vilar på sluttar svagt till sydväst. Markytan nedanför deponins slänthot varierar i avvägda nivåer mellan höjden +103,06 som lägst i nordväst och +101,68 i sydväst. Den högsta höjden på deponin är i dagsläget i deponins sydvästra hörn, där nivån är ca 9 meter högre än slänthot. Slänterna är i vissa fall branta med avfall i dagen (s k tippkant). De branta slänterna är lokaliserade i den norra, västra och södra delen av deponin, medan östra delen är flackare och mindre framträdande.

Jorddjupet i området kring deponin bedöms uppgå till ett djup på ca 30–50 m. De ytliga jordlagren utgörs enligt SGU:s jordartskarta av morän, moränlera, lerig morän och postglacial sand².



Figur 2. Kartvisaren jordarter.³ Sannadeponin är utmarkerad.

Utförda undersökningar visar att de ytliga jordlagrens utbredning stämmer i stort överens med jordartskartan. Sand är den jordart som förekommer i störst omfattning i ytan inom deponins närområde. Sandens tjocklek varierar mellan 1–4 m. Sandlagret är som djupast söder om deponin, i anslutning till bostadsområdet. Sandens sammansättning varierar mellan väl sorterad sand och grusig eller siltig sand. Även inblandning av lera förekommer.

² SGU. Kartvisare jordarter 1:25 000-1:100 000.

³ Ibid.

Sydväst om deponin utgörs det översta lagret av ett tunt lager av sandig silt följt av siltig lera med torrskorpekaraktär. Väster om deponin utgörs det översta lagret av torv med en mäktighet av 1,7 m. Ett par meter västerut finns ett dike, som löper utmed deponins västsida.

Tätare jordarter, i form av siltig lera, lerig silt och lerig morän underlagrar sanden inom stora delar av det undersökta området. Sammansättningen och därmed tätheten på dessa jordarter varierar dock. Uppströms deponin har detta jordlager påfunnits på ca 2,5 m under befintlig markyta. Direkt sydväst om deponin har lera påfunnits ca 1 m under befintlig markyta. Söder om deponins sydöstra del förekommer lera eller siltig morän ca 2,5 m under markytan. Uppmätta nivåer på de tätare jordlagrens överyta tyder på att lerlagret lutar i sydvästlig riktning, med en lokal lågpunkt i sydöst. Lerlagret tros underlagras av morän, vilket har kunnat observeras i trycksonderingar.

Den exakta jordföljden under deponin är inte känd, men troligen underlagras avfallsupplaget sand och morän, sett till SGU:s jordartskarta och genomförda undersökningar.

3.3 Geohydrologi

Deponin är belägen inom en utpekad grundvattenförekomst; Karlsborg-S Fågelås.⁴ Denna grundvattenförekomst bedöms ha en hög strömningshastighet och är en sedimentär bergförekomst som uppnår kvalitetskraven för god kvantitativ och kemisk status. Områdets huvudavrinningsområde utgörs av Motala ström och dess delavrinningsområde utgörs av Vättern – Storvättern. Både Motala ström och Vättern är vattenskyddsområden och dricksvattenförekomster.

Grundvattnet återfinns på varierande djup under markytan i deponins närhet. Utifrån tidigare genomförda undersökningar hittas grundvattenytan vid deponin generellt ca 0,5–3 m under markytan. Grundvattnet befinner sig närmast ytan i området beläget söder om deponins sydvästra del, så lite som ca några decimeter under markytan vid höga grundvattennivåer. Söder om deponin befinner sig grundvattenytan ca 1-2 m under markytan. Norr om deponin ligger grundvattenytan ca 1,5 m under markytan.

En hydrogeologisk undersökning gjordes år 2020⁵, där den huvudsakliga grundvattenriktningen fastställdes till sydvästlig. Söder om deponin kan en lokal sydlig strömningssiktning förekomma. Grundvattennivåerna i avfallsupplagets närhet har varierat över tid.

⁴ VISS Vatteninformationssystem Sverige. Vattenkartan.

⁵ Geologisk och hydrogeologisk undersökning, Sanna deponin Hjo kommun, rapport 200526, Mitta AB.

Utifrån resultaten från den geologiska och hydrogeologiska undersökningen noterades att det i området söder om deponin kan förekomma två grundvattenytor. Resultaten indikerar att det kan förekomma ett grundvattenmagasin under ett tätare jordlager. Huruvida denna grundvattenyta hör till ett eget sammanhållet grundvattenmagasin, och hur stor utbredning eventuellt djupare liggande magasin har, har ej gått att bedöma utifrån tillgängligt underlag. Lakvattenpåverkan tyder dock på att det finns en kommunikation mellan grunt och djupt grundvatten.

3.4 Recipienter

Det finns två ytvattenförekomster i närheten av deponin. Längs med deponins västra kant samt i sydväst finns ett avvattningsdike. Sydväst om deponin övergår diket i en kulvert som enligt Hjo kommuns VA-ritningar leds vidare till Sjörydsbäcken. Detta dike var förr en naturlig ytvattenförekomst som utgjorde ett biflöde till Sjörydsbäcken, vilket förklarar förekomsten av torv på deponins västra sida. Sjörydsbäcken är belägen ca 300 m sydväst om deponin och mynnar i Vättern. Sjörydsbäcken ingår i Vätterns vattenskyddsområde (Västra Vättern).



Figur 3. Utdrag ur Häradskartan⁶. Svart markering anger Sannadeponins placering. Längsmed deponins sydvästra del fanns förr ett naturligt vattenflöde.

Vättern är belägen ca 650 m sydöst om deponin. Vättern används som vattentäkt och utgör vattenskyddsområde. En rad kommuner hämtar sitt dricksvatten från sjön. Sjön försörjer ca 280 000 personer med

⁶ Informationskartan Västra Götaland.

dricksvatten. Vätterns omsättningstid är mellan 60–70 år. Sjön är en näringsfattig klarvattensjö och idag är halterna av de flesta metaller och toxiska ämnen låga och/eller sjunkande, med undantag av kvicksilver och bromerade difenyleter.⁷ Den ekologiska statusen är god.⁸

3.5 Skyddad natur

Vättern utgör Natura 2000-område och är indelat i flera områden. Västra Vättern, till vilket Hjo hör, beskrivs som en stor klarvattensjö med en unik fauna med många issjörelikter. Vättern innehar stort djup och är unik från ett europeiskt perspektiv. Den har en mycket speciell fauna med en hel del arter med förekomster av relikart karaktär, som levt kvar sedan sjön var en del av Baltiska issjön. Bland dessa arter kan nämnas röding, harr, stensimpa samt flera invertebrater. Vättern är av riksintresse för naturvård och särskilda bestämmelser gäller för fisket, vidare finns ett vattenvårdsförbund med fastställda vattenvårdsplaner.⁹

På land utgörs närmaste skyddade område av Hjoåns dalgång, som utgör reproduktionsområde för vätteröring och bäcknejonöga och omges av ganska artrika lövsumpskogar.¹⁰ Området är beläget ca 1,5 km söder om Sanna deponi.

1,5 km väster om Sannadeponin finns Åsens vattenskyddsområde. Detta område ligger uppströms deponin.

3.6 Historik och nuvarande verksamhet

Sannadeponin var en kommunal deponi som troligtvis påbörjades någon gång mellan 1930- och 1940-talet och deponeringen började i den nuvarande deponins norra område och byggdes på i västlig riktning. På anläggningen deponerades hushålls-, industri-, bygg- och latrinavfall. Under deponins drift har avfall eldats i eldningsgropar.

Inledningsvis påbörjades deponering i det nordöstra hörnet av det nuvarande deponiområdet (se Figur 4). Därefter har fortsatt deponering skett i västlig riktning. Under 1950-talet fortgick deponeringen i västlig riktning (se Figur 5 och Figur 6). Främst skall deponering ha skett ovan markytan och fortsatt försöka bygga på höjden. Utifrån gamla flygfoton bedöms de nedgrävda avfallsmassorna vid parkeringen utgå från de tidigaste åren, ca 1945. Möjligt är att det tidigare har funnits ett mindre sand- eller grustag som man sedan fyllt igen med sopor, alternativt att man

⁷VISS, Vättern – Storvättern.

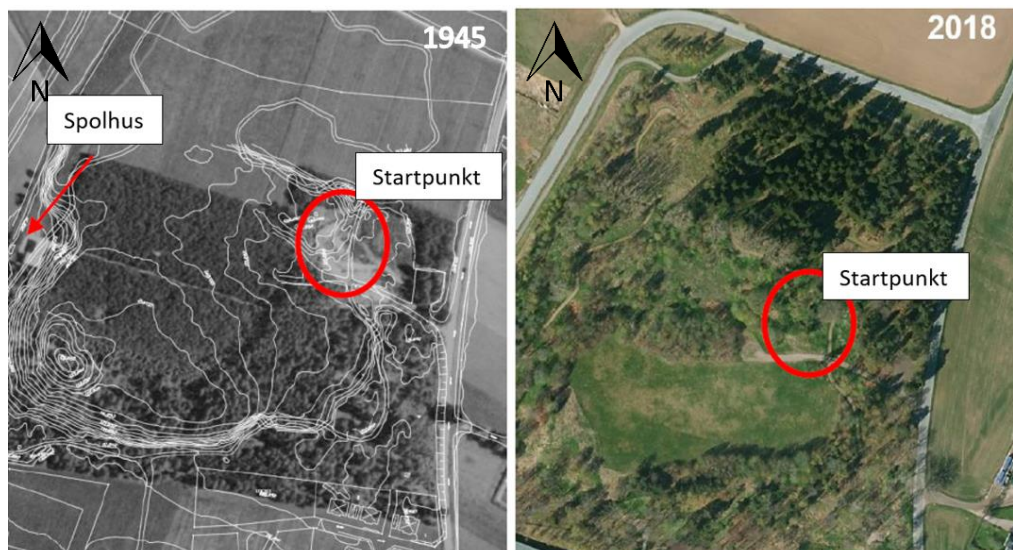
⁸ VISS, Vättern – Storvättern.

⁹ Vätternvårdsförbundet; www.vattern.org 2020-11-10.

¹⁰ Naturvårdsverket. Kartverket Skyddad natur.

tagit sand från platsen för att övertäcka deponerat avfall, och därefter återfyllt håligheten med ytterligare avfall.

Samtliga foton har hämtats från Lantmäteriets arkiv.

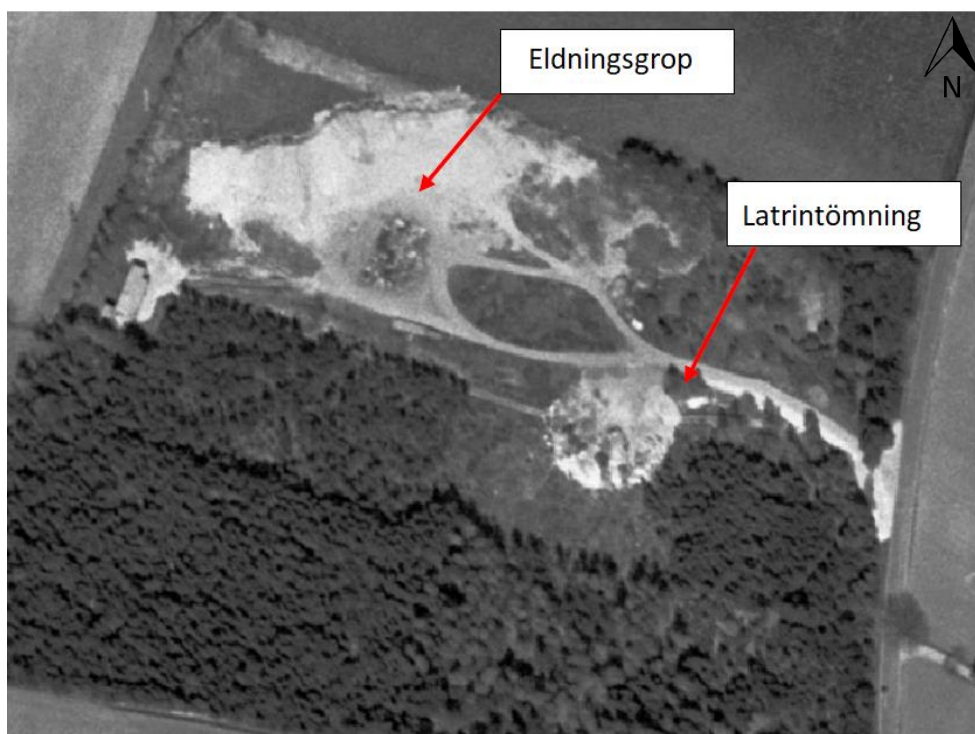


Figur 4. Flygfoto från 1945, nuvarande höjdkurvor har lagts in i figuren. Deponins startområde har markerats med en röd ring. Samma område har markerats på ett nutida flygfoto (2018). På det äldre flygfotot markerar den röda pilen ett spolhus, där rengöring av sop- och latrinkärl skedde.



Figur 5. På ett flygfoto från 1955 kan vad som tros vara en eller flera eldningsgropar noteras.

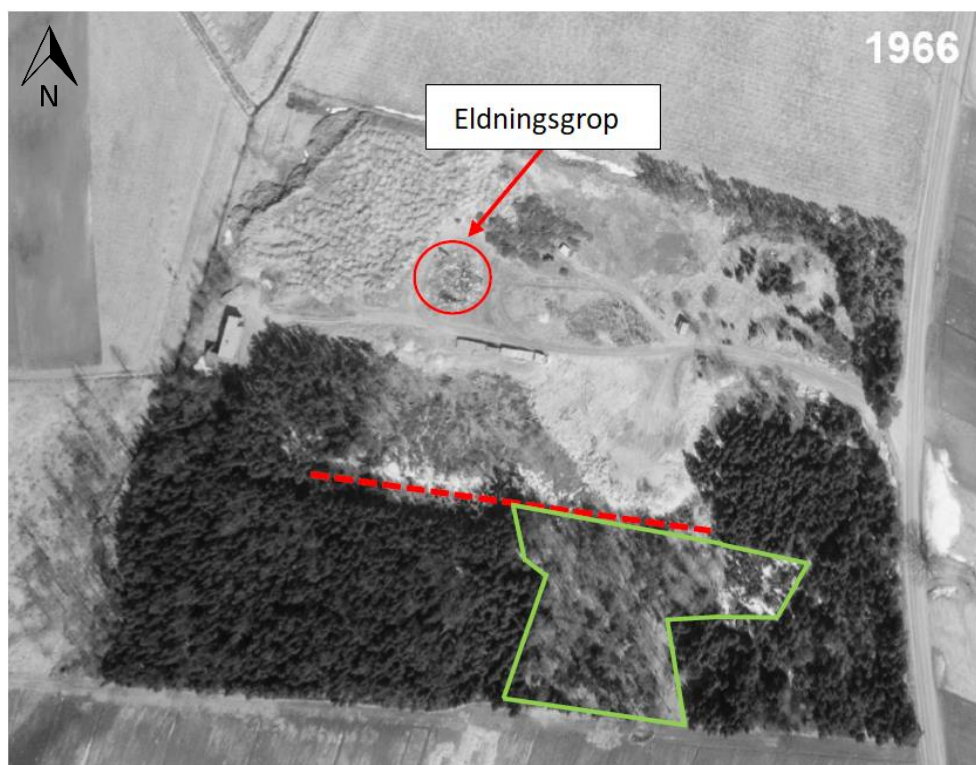
På ett flygfoto från 1964 (se Figur 6) finns två saker att notera. Vid denna tid syns den eldningsgrop där man eldat avfall tydligt. Vidare syns ett område som identifieras som område för latrintömning. Enligt muntlig uppgift ska även sågspån och spill från doppimpregnerat virke deponerats där. De äldre delarna av deponin har sedermera täckts över med massor och vegetation.



Figur 6. Från eldningsgropen banas avfall ut mot norr och väst (1964).

Mellan åren 1964–1966 expanderades deponiområdet och latringropen fylldes igen, medan latrinavfall troligtvis fortsatte deponeras på södra delen av området. Söder om vad som tros vara deponeringsgränsen (se Figur 7 nedan), är ett skogsområde avverkat i sydlig riktning. Det är oklart om hela detta område därefter fylldes ut med avfall. Om annan anledning till avverkning funnits, så är det okänt. Området markeras i grönt i figur nedan.

År 1976 nådde deponin sin fulla utbredning (se Figur 8). Detta år kan det avverkade grönmarkerade området som visades i Figur 7 inte noteras och vad som skett med detta område är i nuläget okänt. 1976 är även det år då deponin avslutades och övertäckning med schaktmassor påbörjades, men det går inte att utesluta att deponering fortfarande pågick under denna tid. Övertäckningen avslutades en bit in på 1980-talet och all verksamhet avslutades 1986. Därpå började området användas som ett friluftsområde och löparspår runt och ovanpå deponin anläggs. Grönytan på toppen av deponin används på sommaren för cirkusuppträdanden och campingverksamhet.

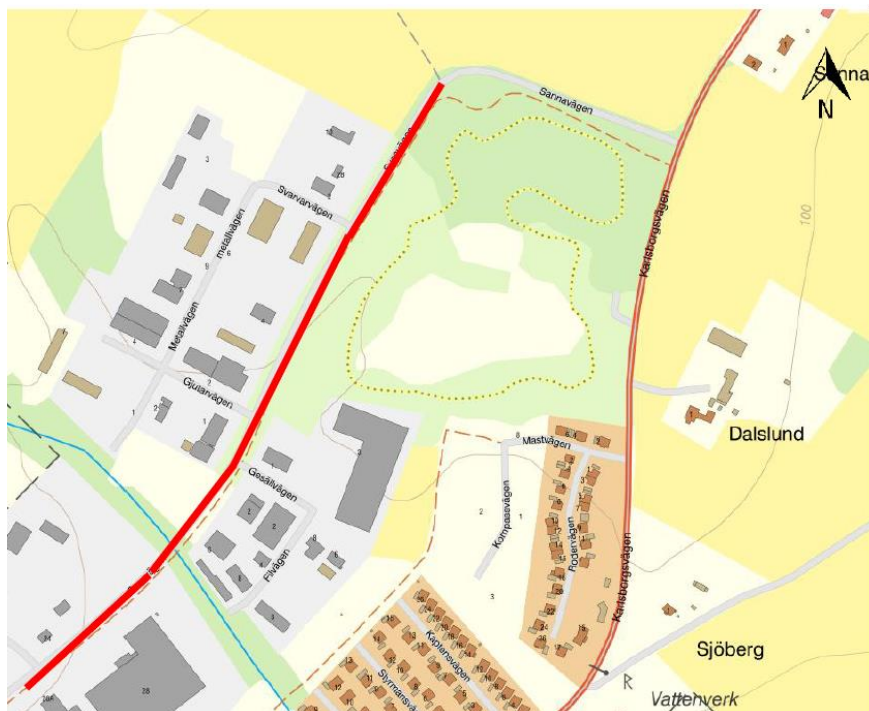


Figur 7. Eldningsgropen har markerats med röd ring i figuren. Streckad linje markerar vad som tros vara dåvarande deponeringsgräns i sydlig riktning. I det grönmarkerade området har skog avverkats.



Figur 8. Deponin nådde sin fulla utbredning 1976. Samma år avslutades deponeringen. Fotot visar att eldning av avfall fortfarande pågick.

Under 1980/90-talet iordningsställdes området som ett friluftsområde, och löparspår anlades kring och på deponin (Se prickad sträcka i figur 9).



Figur 9. Röd markering avser förlängningen av Sveavägen.¹²

Enligt Länsstyrelsens informationskarta bedöms den intilliggande industrilokalen Hyveln 1, som ett potentiellt förorenat område med riskklass 2. Detta på grund av verkstadsindustrins bruk av halogenerade lösningsmedel.¹³ I rapport rörande föroreningssituationen på Sannadeponin kan det konstateras att förekomsten av klorerade lösningsmedel i grundvatten och dränvatten härrör från deponin. Industrin

¹³ EBH-portalen Länsstyrelsen Västra Götaland.

på Hyveln 1 har förvisso använt trikloretylen (TCE), men deras eventuella bidrag till föroreningssituationen bedöms vara marginell.¹⁴

Vissa av fastigheterna väster om både Sannadeponin och Hyveln 1, är potentiellt förorenade områden, som ej är riskklassade. Branscherna utgörs av drivmedelhantering, bilverkstad och åkerier.

4 RIKTVÄRDEN, TILLÄMPBARHET OCH FÖRUTSÄTTNINGAR

4.1 Jord

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för deponiområdet i Naturvårdsverkets beräkningsprogram¹⁵ då förutsättningarna inom vissa aspekter skiljer sig åt markant från de antaganden som har gjorts inom den generella riktvärdesmodellen. Framtagna riktvärden baserar sig på ett scenario för mindre känslig markanvändning, MKM.

De avvikelser som gjorts har sammanställts i tabell nedan.

Tabell 1. Avvikelser från den generella riktvärdesmodellen.

Parameter	Avvikelse
Vistelsetid	Vistelsetiden för vuxna har justerats till 60 dagar per år som anses vara mer rimligt. Tiden är fortfarande konservativt ansatt för att inte underskatta risker vid frekvent vistelse.
Beaktade exponeringsvägar	Inandning av ånga Inandning av ånga har ej beaktats då det inte finns några byggnader i området, med andra ord är andelen inomhusvistelse satt till 0 dagar. Intag av växter Intag av växter har beaktats, då det bedöms vara möjligt att mindre mängder bär, till exempel vildhallon eller vildsmultron plockas i området liksom mindre mängder svamp. Intaget från området har satts till 1% av det totala dagliga intaget för både barn och vuxna (där konsumtionsmängden utgår från angivna mängder i standardscenario för känslig markanvändning).
Områdets yta	Deponin täcker en yta motsvarande ca 200 x 260 m

¹⁴ Mitta AB. Geologisk och hydrogeologisk undersökning. Rapport 200526.

¹⁵ Naturvårdsverkets beräkningsprogram, version 2.0.1, datum 2020-12-16.

Parameter	Avvikelse
Grundvattenbildning	Grundvattenbildningen har ansatts till 62 mm per år. I den hydrogeologiska undersökning som genomförts under 2020 beräknades grundvattenbildningen till 62 mm år. ¹⁶ Därav har avsteg från den generella riktvärdesmodellen gjorts avseende denna parameter.

Platsspecifika riktvärden har beräknats för relevanta ämnen som påfunnits inom deponiområdet, d v s metallerna arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, vanadin och zink samt ämnena PCB-7, trikloretin och dioxin (TCDD-ekvivalenter).

De platsspecifika hälsobaserade riktvärdena tillämpas i bedömningen även om annan parameter är styrande för riktvärde då de är relevanta vid riskbedömning för människor som vistas i deponiområdet. Se även bilaga 2.

Tabell 2. Redovisning av beräknade platsspecifika riktvärden för Sanna deponiområde.

Ämne	Riktvärde	Enhet	Styrande för riktvärde
Arsenik	18	mg/kg	Skydd av grundvatten
Bly	120	mg/kg	Skydd av grundvatten
Kadmium	1,2	mg/kg	Skydd av ytvatten
Kobolt	18	mg/kg	Skydd av grundvatten
Koppar	180	mg/kg	Skydd av ytvatten
Krom tot	150	mg/kg	Skydd av ytvatten
Kvicksilver	0,18	mg/kg	Skydd av ytvatten
Molybden	7,0	mg/kg	Skydd av ytvatten
Nickel	35	mg/kg	Skydd av grundvatten
Vanadin	150	mg/kg	Skydd av ytvatten
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
PCB ₇	0,050	mg/kg	Skydd av grundvatten
Trikloretin	0,15	mg/kg	Skydd av grundvatten
Dioxin (TCDD-ekv)	0,000050	mg/kg	Skydd av grundvatten

Som bedömningsgrunder för mark utanför deponiområdet har Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (NV-MKM) och känslig markanvändning (NV-KM) använts. För föroreningsplymens utbredningsområde bedöms generellt riktvärde för NV-KM var tillämpligt med anledning av den bostadsbyggelse som finns i området. Som bedömningsgrunderna för industrifastigheterna inom området är riktvärde för NV-MKM tillämpligt.

¹⁶ Mitta, 2020a.

4.2 Grundvatten

SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten tillämpats för bedömning av grundvattnets tillstånd gällande metaller, näringsämnen och kemiska samt fysikaliska parametrar.

Svenska riktvärden saknas för flera av de påträffade lösningsmedlen. Tillgängligt riktvärde finns för summan av trikloreten och tetrakloreten, men ej för dess nedbrytningsprodukter. Därför har vid bedömningen av risker nederländska riktvärden tillämpats. För klorerade alifater används i första hand riktvärdena för *målvärden* (Target values) och *ingripandevärden* (Intervention values) från the Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM)¹⁷.

4.3 Dagvatten

Då Hjo kommun saknar kommunalt antagna riktvärden eller haltkriterier för dagvatten tillämpas Miljöförvaltningen Göteborgs stads utsläppskriterier för dagvatten. Dessa riktvärden gäller för verksamhetens utsläppspunkt till dagvattensystem eller direkt till vattendrag.

4.4 Inomhusluft

De referensvärden för inomhusluft som använts för riskbedömningen finns presenterade i Naturvårdsverkets rapport 5976¹⁸. Dessa värden baseras på en rapport från Miljömedicin samt rapporter från WHO. För icke-cancerogena ämnen används lågriskvärden (Rfc), som anger en nivå där ingen risk för negativa effekter föreligger. För genotoxiska ämnen är det angivna referensvärdet en riskbaserat acceptabel halt som tagits fram utifrån att ett extra cancerfall/100 000 personer kan uppkomma (Riskinh).

För lokaler där yrkesverksamma vistas tillämpas hygieniska gränsvärden från Arbetsmiljöverket. Uppmätta halter jämförs med invågränsvärde och korttidsvärde.¹⁹

¹⁷ RIVM, 2013

¹⁸ Naturvårdsverket, 2009a, bilaga 1, tab A3.4

¹⁹ Arbetsmiljöverket, AFS 2015:7

5 FÖRORENINGSSITUATIONEN

5.1 Genomförda undersökningar

Följande undersökningar har använts för att beskriva föroreningssituationen avseende Sannadeponin och dess närområde:

- Sweco Environment AB. Hyvlen 1 – MIFO fas 2. Redovisning av miljöteknisk undersökning och och Mifo fas 2, 2017-09-08 rev. 2017-09-14.
- Mitta AB. Sannadeponin, Hjo kommun. Föroreningssituationen i området. Rapport 200703.
- Mitta AB. Sannadeponin, Hjo kommun. Geologisk och hydrogeologisk undersökning. Rapport 200526.
- Mitta AB. Kartläggning av deponins utbredning och skyddstäckning. Hjo kommun. Rapport 181005 rev B 190910.
- Mitta AB. PM. Provtagning av inomhusluft i Sannaområdet, Hjo kommun. Rapport 180111.

5.2 Allmänt

Det avfall som deponerats i området är heterogent och utgörs av allt från latrin, hushållssopor och industriavfall innehållande ämnen med farliga egenskaper. Det är inte längre möjligt att fastställa ursprung och avfallstyp för stora delar av det deponerade materialet. Det har förekommit förbränning/eldning av avfall på deponin. Avfallet har till allra största delen deponerats på befintlig (plan) markyta och endast i undantagsfall deponerats i gropar i marken (i det nordöstra deponiområdet). Halterna av föroreningar varierar således stort både i plan och profil. I deponins ytskikt har höga halter av främst metaller och dioxiner påfunnits i laboratorieanalyser.

Söder om Sannadeponin har det påträffats höga halter av klorerade lösningsmedel inklusive vinylklorid i grundvatten. Plymen av klorerade lösningsmedel påverkar flera fastigheter nedströms deponin. Vidare har det konstaterats att det sker en spridning genom dräneringar för en industribyggnad på Hyveln 1. Det dränerade vattnet leds via dagvattennätet till Sjörydsbäcken, som mynnar ut i Vättern.

Inom det område där föroreningar som bedöms härröra från deponin påträffats varierar markanvändning och karaktär. Därav har det förorenade området delats in i egenskapsområden som uppvisar en liknande föroreningsproblematik och förutsättningar.

5.3 Egenskapsområden

För närvarande har två egenskapsområden har identifierats. Dessa utgörs av deponin respektive föroreningsplymen söder om avfallsupplaget.

Egenskapsområde 1 - deponin uppgår till ca 4,5 ha. Området består av ytan som upptas av deponerat avfall. Egenskapsområdet utgörs av de deponerade avfallet, som i huvudsak deponerats ovan naturlig marknivå.

Egenskapsområde 2 - föroreningsplymen utgörs av det område som bedöms vara påverkat av utlakande föroreningar från deponin, från naturlig markyta och nedåt i jorden. Plymen förekommer både under deponin och söder om deponin. Plymen är i dagsläget ej avgränsad i plan eller profil.



Figur 10. Indelning i egenskapsområden. Karta från Lantmäteriet.

5.3.1 Deponin

En miljöteknisk undersökning av deponins ytskikt genomfördes under sommaren 2018. Då konstaterades att dioxiner och metaller förekommer i höga halter i ytliga jordlager på deponin. Avfallets egenskaper och föroreningsinnehåll djupare i deponin har ej fastställts. Det är rimligt att anta att avfallet är heterogent och har ett relativt högt föroreningsinnehåll, såsom metaller, dioxiner och klorerade lösningsmedel.

Tabell 3. Sammanställning av prover som uppvisar halter över riktvärden för NV-KM och NV-MKM i påträffade avfallsmassor i deponin.

Provbenaämning		ST2-3 1,0-	ST3-3 0,9-	ST6-2 0,2-0,5	ST13-2 0,1-1,0	ST18-3 0,6-1,0	ST20A-1 0,1-2,3	ST23-2 0,2-2,0	ST26-2 0,2-1,5	PG8-2 0,1-1,0	NV-KM	NV-MKM	FA
Djup [m]		1,0-	0,9-	0,2-0,5	0,1-1,0	0,6-1,0	0,1-2,3	0,2-2,0	0,2-1,5	0,1-1,0			
Arsenik As	mg/kg TS	--	15	8,2	10	30	71	15	18	14	10	25	1 000
Antimon Sb	mg/kg TS	--	8,6	<3,0	<3,0	12	12	54	11	12	12	30	10 000
Beryllium Be	mg/kg TS	--	660	400	200	910	950	490	690	880			
Kadmium Cd	mg/kg TS	--	3,9	100	0,37	4,6	0,68	1,1	3,6	4,2	0,8	12	1 000
Krom Cr	mg/kg TS	--	72	19	110	88	230	29	48	68	2	10	1 000
Kobolt Co	mg/kg TS	--	9,6	6,4	5,3	27	25	4,7	10	11	15	35	1 000
Koppar Cu	mg/kg TS	--	270	330	72	960	510	72	390	360	80	200	2 500
Kviksilver Hg	mg/kg TS	--	0,13	0,17	0,15	0,29	0,18	0,19	0,28	0,64	0,25	2,5	50
Bly Pb	mg/kg TS	--	370	1700	110	530	290	540	680	410	50	400	2 500
Nickel Ni	mg/kg TS	--	37	36	19	59	91	12	43	53	40	120	1 000
Zink Zn	mg/kg TS	--	1100	1100	490	3 700	810	750	2200	2400	250	500	2 500
Trikloret	mg/kg TS	--	<0,2	<0,2	0,2	3,5	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,2	0,6	
PCB 7	mg/kg TS	--	0,004	0,28	0,004	0,028	--	--	--	0,036	0,008	0,2	
Dioxin WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ	ng/kg TS	330	--	--	--	--	--	--	33	99	20	200	15 000

Tabell 4. Sammanställning av prover som uppvisar halter över riktvärden för NV-KM och NV-MKM i deponins ytskikt (som bedöms utgöras av skyddsskikt, d v s pålagda massor).

Provbenaämning	ST5-2	ST14-2	PG3-2	NV-KM	NV-MKM	FARLIGT AVFALL
Djup [m]	0,05-0,3	0,3-0,6	0,5-1,0			
Metaller (mg/kg TS)						
Arsenik As	< 1,9	< 2,4	4,6	10	25	1 000
Barium Ba	79	110	510	200	300	50 000
Bly Pb	300	30	340	50	400	2 500
Kadmium Cd	0,37	0,66	3,8	0,8	12	1 000
Kobolt Co	2,4	3,8	5	15	35	1 000
Koppar Cu	38	57	1500	80	200	2 500
Krom Cr	6,4	5,2	25	80	150	1 000
Kviksilver Hg	0,032	0,44	0,033	0,25	2,5	50
Nickel Ni	6,2	4,5	34	40	120	1 000
Vanadin V	7,9	12	12	100	200	10 000
Zink Zn	200	210	11 000	250	500	2 500

Skyddstäckningens tjocklek varierar över deponin som helhet. Fältundersökningen har påvisat att skyddstäckningen i många av de undersökta punkterna ej uppgår till 1 m, såsom tidigare har angetts i underlag från Hjo kommun. Medelmåktighet för påförda massor uppgår till cirka 0,6 m, men i många delar saknas skyddstäckning. Generellt förekommer ett vegetationsskikt, därefter skyddstäckning av främst sand, alternativt påträffas avfallsmassor direkt under vegetationsskiktet. I flertalet provpunkter är det svårt att göra en tydlig distinktion mellan vad som är avfall och vad som är skyddstäckning. Detta då det förekommer

avfall, tegel, asfalt, slagg och liknande i sanden (skyddstäckningen). Resultaten från analyserna av skyddstäckning utan tydligt innehåll av avfall påvisar ej generellt höga halter av ämnen såsom metaller, petroleumkolväten och PCB. Dessa områden är dock begränsade och generellt bedöms den s.k. skyddstäckningen som förorenad. Vidare innebär föroreningsinnehållet i massorna att dessa ej kan fungera som en skyddstäckning. Således bedöms de massor som påförts Sannadeponin inte uppfylla kraven som skyddstäckning.



Figur 11. Fördelning av provtagningspunkter över Sannadeponins skyddsskikt.
Motionsspår markerat i svart.

5.3.2 Föroreningsplymen

Föroreningsplymen bedöms vara ett resultat av att föroreningar lakat från deponerat avfall i Sannadeponin och därefter spridits med grundvattnet.

Grundvatten

I området söder om deponin har klorerade lösningsmedel uppmätts i varierande halter i grundvatten. Trikloret (TCE) har uppmätts i höga halter söder om deponin samt på fastigheten Hyveln 1, också belägen syd/sydväst om deponin, där uppmätta halter varierat mellan 17-1300 µg/l. I övriga punkter belägna kring deponins södra halva förekommer låga halter TCE. Variation och förekomst minskar med avståndet i sydlig riktning. Vidare har DCE samt VC observerats i stor utsträckning och är i flertalet punkter högre än TCE. Cis-1,2-DCE och VC är kända nedbrytningsprodukter av TCE. I enstaka mätpunkter har andra former utöver klorerade alifater uppmätts, såsom diklormetan i provpunkt 1903

och diklormetan i provpunkt MP3. Alifaterna är dock dominerande både vad gäller halter och förekomst.



Figur 12. Uppmätta halter i grund- samt dränvatten i relation till ingripandevärde.²⁰ I figur har övergång till lermorän/moränlera från norr till söder hämtad från SGU:s jordartskarta tolkats in. Vit ring anger att klorerat lösningsmedel påträffats över rapporteringsgräns, men underskridande riktvärde.

I figur 12 ovan har uppmätta halter TCE, 1.1-DCE, 1.2-DCE och VC i grundvatten samt brunnar redovisats i förhållande till ingripandevärde (intervention value) enligt RIVM. Högst halt observeras i grundvattnet kring MP1, 1906 samt 1702. I brunn 1711 finns höga halter. I sydlig riktning observeras generellt avtagande halter. Endast låga halter DCE och VC har observerats i MP3 och MP5. Här övergår de ytliga jordlagren till tätare jord, såsom lermorän/moränlera. Möjligt är att detta har en begränsande effekt på spridningen i sydlig riktning.

Det finns stora skillnader i halten TCE mellan provpunkterna direkt nedströms deponin. Variationen av påträffade ämnen direkt nedströms deponin bedöms kunna bero på att avfall deponerats under en lång tidsperiod. Det kan också finnas en variation i avfallet som deponerats under olika tidsperioder, vilket påverkar den geografiska fördelningen av påträffade ämnen. Vidare är det vanligt med stor variation i ett källområde, som påverkas av många lokala faktorer. Detta

²⁰ RIVM, Intervention value

överensstämmer med vad som i övrigt är känt om de hydrogeologiska förhållandena kring deponin. Det bedöms sannolikt att det pågår viss mikrobiell nedbrytning i delar av plymen. Dock har förutsättningar för sådan nedbrytning ännu ej studerats. Den reduktiva dekloreringen kan vara långsam vad gäller TCE till DCE samt VC till ickeklorerat kolväte. Det är därav vanligt att det sker en ackumulering av DCE samt VC i akvifären, ett förhållande som man kan se i grundvattnet kring Sannadeponin. I grundvattnet kring deponin råder främst anaeroba förhållanden, vid vilka VC är svårnedbrytbart. Detta kan resultera i att VC, samt även DCE, ackumuleras i höga koncentrationer i vatten med låg redox. Se även tabell 5.

Tabell 5. Sammanställning av intervallet uppmätta halter klorerade alifater i grundvatten.

Ämne [µg/l]		TCE	1,1-DCE	CIS-1,2-DCE	Trans-1,2-DCE	PCE	VC
Provpunkt	A1702	510-1300	13-21	140-280	5,2-7,4	1,4-4,2	31-45
	A1703	<1,0-0,3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,50-0,61
	A1704	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,50
	A1705	<1,0	<1,0	1,1-1,3	<1,0-0,36	<1,0	<0,50
	A1706	17-71	1,8-3,4	130-250	1,7-4,6	<1,0	3,8-16
	A1709	71	2,5	58	<1,0	<1,0	9,8
	MP1B	<1,0	1,3-1,5	95-120	<1,0	<1,0	190-410
	MP1C	1,7	1,3	92	<1,0	<1,0	130
	MP3	4,7	<1,0	17	<1,0-0,65	<1,0	0,53
	MP5	<1,0	<1,0	7,3	<1,0	<1,0	0,76
	1903	1,7	1	16	<1,0	<1,0	<0,50
	1906A	540-740	4,4-7,6	65-130	2,7-2,8	3,2-44	20
	1906B	400	15	200	3	1,5	51
	1911	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,6
	1913	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,50
	1917	3,6	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,50
	1919	23	1,7	36	<1,0	<1,0	16
RIVM ¹	Target value	24	0,01	0,01		0,01	0,01
	Intervention value	500	10	20		40	5

¹ The Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM, 2013). Soil Remediation Circular.

TCE=trikloreten, DCE=dikloreten, PCE=perkloretylen/tetrakloreten, VC=vinylklorid

Utöver klorerade lösningsmedel förekommer även förhöjda halter av kväve, TOC, sulfat, ammoniumkväve och hög konduktivitet runt deponins södra halva, se tabell 6. Varken historisk eller nuvarande verksamhet förlagda inom egenskapsområde 2 bedöms ha gett upphov till detta. Sannolikt är att lakvatten från deponin påverkar grundvattnet. Även förhöjda halter av huvudämnen såsom natrium, kalium, kalcium, järn, magnesium och mangan har påträffats. Dessa ämnen är generellt inte problematiska då de förekommer i höga halter naturligt i jordar och berggrund. Deponin bör ge ett tillskott av dessa ämnen till grundvattnet, men storleken på detta tillskott kan ej bestämmas och det bedöms att tillskottet ej är av relevant storlek i sammanhanget.

Tabell 6. Resultat avseende lakvattenparametrar, grundvatten.

Parameter	Prov-punkt	1702	MP1A	MP1C	MP1801	MP1802	MP1803	MP1804	1903	1906A	1906B	1917	1919
Provtagningsdatum	Enhet	190528	190528	190528	181219	181219	181219	182119	191004	191004	191004	190528	191004
pH	-	6,7	6,7	6,7	6,4	6,5	7,1	7	7,6	6,9	6,8	6,8	6,9
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	530	180	260	5	14	110	33	640	480	590	65	380
Konduktivitet	mS/m	100	74	93	24	12	57	21	95	93	100	25	71
Klorid	mg/l	22	44	40	14	12	37	15	24	23	26	31	16
Sulfat	mg/l	110	170	250	17	19	130	24	19	120	110	12	61
Fluorid	mg/l	0,16	0,28	0,25	< 0,10	0,1	0,33	0,12	0,21	0,1	0,11	< 0,10	< 0,10
Syre O ₂	mg/l	e.a	1,8	3,1	e.a	e.a	e.a	e.a	0,6	1,6	0,3	3,4	5,1
TOC	mg/l	19	11	8,7	2,4	10	16	5,5	23	12	18	5,5	17
DOC	mg/l	13	7	6,7	< 2,0	3,9	13	3,7	25	12	17	2,7	15
DOC/TOC		0,68	0,64	0,77	e.b	0,39	0,81	0,67	1,09	1,00	0,94	0,49	0,88
BOD ₇	mg/l	4	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	7	< 3,0	< 3,0	4	< 3,0
Ammoniumkväve NH ₄ -N	mg/l	5,8	17	14	0,037	0,092	0,017	0,069	7,5	4,6	6	0,014	6,5
Nitratkväve NO ₃ -N	mg/l	< 0,10	< 0,10	0,36	15	0,56	0,7	5,5	< 0,10	< 0,10	< 0,10	2,1	< 0,10
Totalkväve-N	mg/l	6	17	17	16	4,5	1,3	5,6	8,4	5,2	6,2	2,9	6,6
Redoxpotential	mV	e.a	200	210	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	120	e.a	210	e.a

Klass 1
Klass 2
Klass 3
Klass 4
Klass 5

Bedömningsgrunder för grundvatten, SGU-rapport 2013:01.

Skalan för bedömning av vattnets tillstånd är för flertalet parametrar indelad i fem klasser: (1) – Mycket låg halt till (5) – Mycket hög halt (eller motsvarande).

Dräneringsvatten

Klorerade alifater har också detekterats i uppsamlat vatten i dräneringssystemet på fastigheten Hyveln 1 i två av tre provtagna brunnar. I dräneringsvattnet, och även i grundvattnet på fastigheten, förekommer förutom klorerade alifater även förhöjda halter av kväve, TOC, sulfat samt hög konduktivitet. Uppmätta halter och ämnen i vattnet speglar de föroreningar som uppmäts i grundvattnet på deponin. Verksamheten, såväl historisk som nuvarande verksamhet, bedöms ej ha gett upphov till dessa ämnen inklusive klorerade lösningsmedel, utan en tydlig lakvattenpåverkan bedöms föreligga.

Det kan också konstateras att dräneringssystemet bidrar till spridningen av förorenat grundvatten från Sannadeponin, då dräneringssystemet avleder grundvatten till Sjörydsbäcken.

Tabell 7. Dräneringsvatten på Hyveln 1.

Parameter		A1708 Dränerings- brunn	A1711 Samlings- brunn	Riktvärden	
				Riktvärde i utsläppspunkt ²	Riktvärde SGU 2016 ³
Provtagningsdatum	Enhet	2019-05-28	2019-05-28		
Turbiditet	FNU	27	350		
Färg (410 nm)	mg Pt/l	160	310		
Suspenderade ämnen	mg/l	32	81	25	
pH		7,1	6,9	6-9	-
Alkalinitet	HCO ₃ /l	170	620		
Konduktivitet	mS/m	37	110		
Klorid	mg/l	11	27		
Sulfat	mg/l	31	110		
Fluorid	mg/l	< 0,10	0,16		
Syre O ₂	mg/l	4,7	1,7		
TOC	mg/l	32	28	12	
DOC	mg/l	29	21		
Biokemisk syreförbrukning BOD ₇	mg/l	12	5		
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/l	0,62	8,2		1,5
Totalfosfor P	mg/l	0,097	0,025	0,05	
Totalkväve-N	mg/l	2,3	9,7	1,25	
Redoxpotential	mV	190	180		
Klorerade lösningsmedel					
1,1,2-Trikloreten (TCE)	µg/l	< 1,0	620		10
1,1-Dikloreten	µg/l	< 1,0	18		
Bensen	µg/l	< 0,20	0,3		
cis-1,2-Dikloreten (cDCE)	µg/l	< 1,0	320		
trans-1,2-Dikloreten (tDCE)	µg/l	< 1,0	7		
Vinylklorid (VC)	µg/l	< 0,50	62		

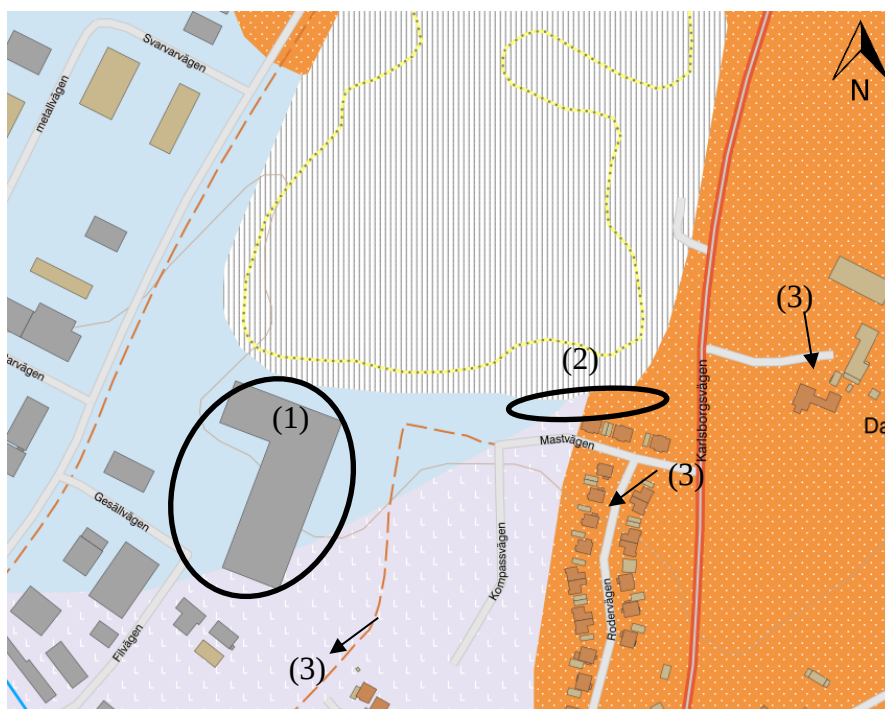
Porluft och inomhusluft

Klorerade alifater har vid porluftsmätning påträffats i porluften på Hyveln 1, se (1) i figur nedan, varför det inte kan det inte uteslutas att det sker en spridning från förorening i grundvatten till porluft.²¹ Klorerade alifater har ej påvisats i porgas i området mellan deponin och närbelägna bostäder (2), vilket tyder på att det i detta område ej sker en påtaglig spridning från grundvatten till markens porluft.²² Spridning bedöms således i större utsträckning ske i vattenfas, även om ångfas ställvis förekommer. Huruvida övergång till gasfas sker kan även vara sammankopplat med förekommande jordarters täthet. I väster, där inga halter noterats, är jordarterna tätare.

Mätningar av inomhusluften i närliggande bostäder påvisar (3) viss förekomst av klorerade etaner. TCE påfanns i låga halter i endast en bostad, inga nedbrytningsprodukter observerades.

²¹ Sweco, 2017

²² Mitta, 2020b. Bedömning av föroreningssituationen.



Figur 13. Områden där porgas undersökts är markerade i svart.²³

Föroreningsplymen bedöms utbreda sig längs deponins södra halva. Den hydrogeologiska undersökningen pekar på att spridning från deponin sker i sydlig/sydvästlig riktning. Föroreningsplymen kan ej sägas vara fullständigt avgränsad i sydvästlig riktning. Analysresultaten indikerar kraftigast påverkan söder samt sydväst om deponin. Det finns dock klorerade lösningsmedel i lägre halter i grundvattnet i provpunkter, belägna direkt väster respektive öster om deponin. Viss spridning bedöms således ske även i västlig och östlig riktning, även om den sydliga/sydvästliga är den dominerande.

Halterna av metaller är idag låga nedströms deponin, pH är neutralt och syrehalterna låga, vilket tyder på att deponin är i en metanogen fas. Metallerna är i denna fas hårt bundna till avfallet, vilket medför att lakningen av metaller är låg eller måttlig. Den metanogena fasen kan vara något hundratal år, upp till ett par hundra år. Därefter vidtar den humusbildande fasen. Övergången sker när de biologiska processerna avstannat och syre inte längre förbrukas i samband med nedbrytningen av organiskt material. I den humusbildande fasen kan syre diffundera in i deponin och pH sjunka, vilket medför att utlakningen av metaller på sikt bedöms kunna öka. Med andra ord kommer föroreningsplymen att förändras över tid vad gäller halt av olika typer av föroreningar. Det kan finnas deponerade behållare inne i deponin som kan börja läcka över tid och ytterligare försämra föroreningsförhållandena.

²³ Utdrag ur SGU:s jordartskarta. 1:25 000–1:100 000

Åtgärder som vidtas för att minska lakvattenbildningen i deponin och ett eventuellt omhändertagande/behandling av lakvatten eller grundvatten under eller i deponins närhet kommer med stor sannolikhet att inverka på tillskottet av den mängd föroreningar som tillförs föroreningsplymen i grundvattnet. Det kommer även påverka förhållanden i marken/grundvattnet, som har inverkan på den naturliga nedbrytningen i marken, t ex av klorerade lösningsmedel.

5.4 Representativa halter

Naturvårdsverkets definition av ett områdes representativa halt är den halt som bäst representerar risksituationen i spridnings- och kontaktmedia utan att riskerna underskattas.²⁴

5.4.1 Deponin, ytlig jord

På Sannadeponin har olika typer av avfall deponerats, såsom hushålls-, industri- och latrinavfall, djurkadaver, avfallsbehållare som kan innehålla kemikalier, fordon med mera. Avfallet är mycket heterogent och härrör från olika tidsperioder. Det finns inget sätt att veta vilka mängder av respektive avfallskategori och/eller hälso- och miljöfarliga ämnen som deponerats under Sannadeponins aktiva år. Följaktligen går det inte att bedöma hur mycket lakningsbara föroreningar som kvarstår inne i deponin. Variationerna avseende föroreningarnas lakbarhet kan också variera mellan deponins olika delar.

Att karakterisera själva avfallet utifrån representativa halter är därmed inte genomförbart. Det kan dock fastställas att det förekommer höga halter av föroreningar med mycket hög farlighet. Representativa halter har istället fastställts av sådan kontaktmedia som är tillgängliga för exponering och spridning, dvs deponins ytskikt.

En statistisk bearbetning av tillgängliga data för tungmetaller har utförts för deponins skyddsskikt. Data utgörs av 18 st jordprov i deponins ytliga jordlager till ett maximalt djup om ca 1,5 meter. För jordproverna har medelhalt, 90-percentil och UCLM95 beräknats. Dataunderlaget bedöms som litet för den yta som det representerar. Detta ger relativt låg säkerhet vid jämförelse av beräknat medelvärde mot ett haltkriterium. Föroreningsgraden varierar sannolikt stort, även inom mindre avgränsade ytor. Detta kan bero på den uppblandning som finns i ytskiktet mellan påförda s.k skyddsmassor och avfall, där de påförda skyddsmassorna förväntas vara mindre förorenade än deponerat avfall. Det föreligger risk att hälso- och miljörisker underskattas vid jämförelse mot medelvärden.

²⁴ Naturvårdsverket. 2009a.

UCLM95 tar dock hänsyn till antalet prov, standardavvikelser och medelvärden, och anger den halt som områdets sanna medelvärde med 95% säkerhet underskrider. Värdet är således konservativt och kan då användas för att avgöra om medelhalten inom det förorenade området skulle kunna medföra en risk för människors hälsa och miljön. Beräkningen har genomförts med programvaran ProUcl. Alla halter under rapporteringsgräns har satts till halva rapporteringsgränsen. Uttagsrapporten redovisas i bilaga 1.

Inom ramen för denna riskbedömning har framräknade UCLM-värden tillsammans med medelvärde och 90-percentil använts för att bedöma miljö- och hälsorisker. Om UCLM-värdena understiger tillämpade riktvärden bedöms föroreningsnivån i ytskiktet ej utgöra en oacceptabel risk ur hälsosynpunkt.

För ämnen såsom dioxiner, PCB och klorerade lösningsmedel i jord, som också påträffats i tidigare undersökning, bedöms dataunderlaget för litet för att utföra en representativ statistisk beräkning. Förekommande halter av dessa ämnen påvisar att det finns ämnen med mycket hög farlighet i deponins ytskikt och detta skall beaktas vid planerad markanvändning. Här ska försiktighetsprincipen tillämpas i samband med bedömningar av eventuella skyddsåtgärder. Således har medelhalt och 90-percentil ändå beräknats för dessa ämnen för att försöka ge en bild av förekommande halter. 90-percentil för ämnen kan i detta sammanhang användas för att inte underskatta hälsoriskerna med förekommande halter vid jämförelse mot hälsobaserade riktvärden.

5.4.2 Föroreningsplymen

Inom det område som hittills konstaterats påverkad av föroreningsplymen från deponin bedöms den dominerande föroreningsförekomsten ur ett riskbedömningsperspektiv utgöras av klorerade alifater, främst i grundvatten. Som representativa halter för ytligt grundvatten tillämpas de halter som uppmätts inom respektive provpunkt. Samtliga halter som uppmätts beaktas, även om vikt läggs vid den högst uppmätta halten om flera provtagningar genomförts inom respektive provpunkt. För djupare grundvatten saknas mätdata och ingen bedömning genomförs.

Halterna av klorerade lösningsmedel varierar i det ytliga grundvattnet men kan konstateras vara höga i områdena kring provpunkterna söder om deponin och även på norra delen av fastigheten Hyveln 1, sydväst om deponin. Provtagning har genomförts vid 1-3 tillfällen i dessa provpunkter och halterna är generellt av liknande storleksordning, vilket talar för en representativitet inom den tidsram som provtagningen skett inom respektive provpunkt. Längre nedströms observeras markant lägre halter i det ytliga grundvattnet. En konservativ inställning ansätts till dessa då plymens utbredning i djup och haltvariation ej är till fullo utredd.

Vidare används de halter som uppmätts i inomhusluft och porluft för att bedöma risker kopplat till människors hälsa inom de områden där de uppmätts. För att inte riskera att underskatta risker beaktas att mätningarna endast utförts vid ett tillfälle och ej har replikerats.

6 OMRÅDESANVÄNDNING

6.1 Nuvarande markanvändning

Området har, sedan det pålagts skyddsmassor, använts som friluftsområde, som huvuddelen av deponiområdet också är planlagt för. Ytterkanterna i nordväst är planlagda som parkmark. Detta har inneburit dels att området nyttjats för rekreation för närboende inklusive barn liksom för gästande cirkus och camping. På deponin finns idag ett eljusspår.

Ingen odling förekommer inom deponiområdet eller på industrifastigheterna, men kan antas förekomma inom näraliggande bostäder. Ätliga växter som t.ex. hallon, björnbär och svamp kan förekomma inom deponiområdet, varför ett visst växtintag inte kan uteslutas även inom deponiområdet. Inget behov av dricksvattenuttag finns för närvarande inom det undersökta området och i nära anslutning till området förefaller det inte finnas fastigheter som har egna dricksvattenbrunnar.

I området söder om deponin finns närliggande bostäder liksom industriverksamhet. Den nuvarande detaljplanen antogs 1992 för Sannadeponi.



Figur 14. Utdrag ur detaljplan.²⁵ Planområdet, tillika deponiområde är skrafferat i figur.



Figur 15. Deponins överyta som utgörs av en gräsyta som klipps sommartid.

²⁵ Plankarta, Detaljplan för Del av Norr 3:59 mm (Sveavägen), Hjo kommun. 1992-10-28.



Figur 16. Löparspår ovanpå deponin.



Figur 17. Löparspår direkt nedanför deponins släntfot.



Figur 18. Del av deponins södra slänt. Bostadsområdet skymtar till höger i figur.



Figur 19. Deponins norra tippkant. Här syns avfall i dagen.



Figur 20. Vy mot söder, mot bostadsområde och grönområde söder om deponin.

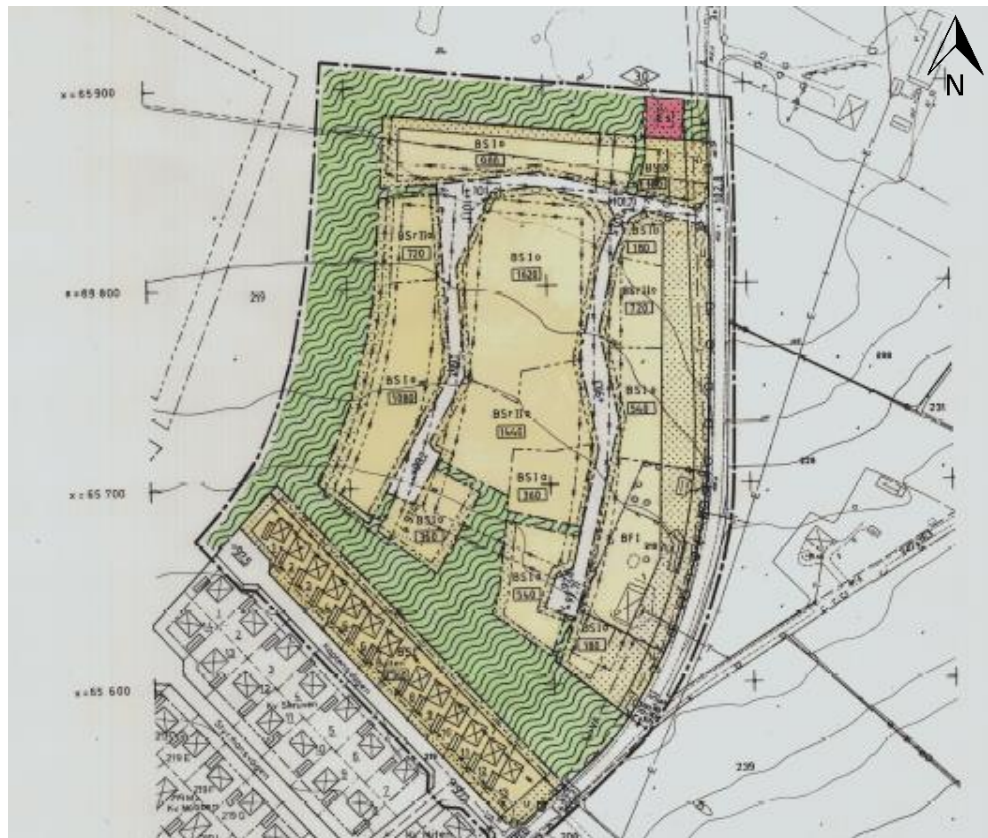
6.2 Framtida markanvändning

Deponiområdet önskas av kommunen fortsatt användas enligt gällande detaljplan, dvs. som friluftsområde.

I gällande stadsplan för området söder om deponin, finns möjligheter till exploatering av ytterligare bostadsområden inom föroreningsplymens utbredningsområde. Eftersom den planen fastställdes på 1980-talet borde dock genomförandetiden för planen anses vara utgången, även om det inte anges någon genomförandetid i planen. Därmed är rätten att exploatera området enligt stadsplanen inte självklar.

Det bedöms inte finnas möjlighet till ytterligare exploatering av industriområdet direkt söder om deponin, dock kan om- och tillbyggnader av befintlig industri vara aktuellt i framtiden. I industriområdet väster och sydväst om deponin kan viss förtätning av området vara aktuell i framtiden.

En exploatering för bostäder eller industri kommer att innebära att vägar, diken och ledningsdragning behöver utföras inom plymens utbredningsområde.



Figur 21. Utdrag ur detaljplan.²⁶ Området direkt söder om Sannadeponin.

²⁶ Stadsplanekarta, Norra Almedal, STG 219 m.fl, Hjo kommun. Fastställd 1982-03-29.



Figur 22. Utdrag ur detaljplan.²⁷

7 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

Övergripande åtgärds mål ska fungera som underlag för såväl riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering och ska beskriva syftet eller syftena med en avhjälpandes åtgärd. Övergripande åtgärds mål har tagits fram utifrån planerad markanvändning i området. Målen redovisas nedan och ligger till grund för det fortsatta arbetet med riskbedömningen.

Övergripande åtgärds mål för deponin:

- Människor, vuxna och barn, skall kunna använda deponiområdet som friluftsområde, utan oacceptabla risker för hälsa.
- Människor (vuxna och barn) ska kunna äta vilt förekommande svamp och bär från området utan oacceptabel risk för hälsa.

²⁷ Plankarta, Detaljplan för Kv Kättingen m.fl., Hjo kommun. 1990-10-26.

- Spridning av föroreningar från deponin ska inte ske i en omfattning som medför en oacceptabel påverkan på grund- och ytvatten och närliggande bostads- och industriområden.

Övergripande åtgärds mål för föroreningsplymen:

- Spridning av föroreningar från föroreningsplymen ska inte ske i en omfattning som medför en oacceptabel påverkan på vattenkvaliteten i närliggande ytvatten inklusive Vättern.
- Förekommande markföroreningar ska inte orsaka risk för negativ påverkan på dagvattnet och/eller dagvattenhanteringen inom området.
- Markmiljön ska skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.
- Människor (vuxna och barn) ska kunna bo och vistas i området utan oacceptabla risker för hälsa.
- Människor som arbetar i närliggande industriområden ska kunna arbeta i området utan oacceptabla risker för hälsa.

8 FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER

Föroreningarna som detekterats i deponin och i grundvattnet nedströms deponin har hög till mycket hög farlighet. Egenskaperna för respektive ämne/ämnesgrupp redovisas nedan.

8.1 Klorerade lösningsmedel

Klorerade lösningsmedel är organiska ämnen med en eller flera kloratomer. De är lättflyktiga ämnen med generellt mycket hög farlighet för både människor och miljö. De är vanligen lukt- och smaklösa samt har låg till måttlig löslighet i vatten och kan alltså uppträda i fri fas, dvs. som ren kemikalie då de förekommer i tillräckligt hög halt. Fastläggningen i jorden är generellt sett liten hos klorerade lösningsmedel som därmed är rörliga i marken. Ämnena har använts för en rad olika industriella ändamål, främst som avfettningsmedel och tvättkemikalie. Det har använts som alternativt lösningsmedel till petroleumbaserade, med syfte att minimera brandrisken. Som en ren kemikalie är ämnesgruppen generellt sätt tyngre än vatten och kan således påträffas i botten av grundvattenplymer. Detta gäller dock ej vinylklorid som är lättare än vatten. Ämnena kan också förekomma i löst fas i grundvatten och i gasfas i luft eller porluft. I och med ämnenas varierande egenskaper, så är spridningsbilden komplicerad och

de är svåra att både spåra och lokalisera inom deponin och dess närområde.²⁸

Klorerade lösningsmedel har potential att brytas ned genom naturlig nedbrytning. Högklorerade alifater bryts ned primärt genom reduktiv deklorering, medan lägre klorerade alifater kan brytas ned genom både oxidation och reduktion. Dock sker fullständig nedbrytning endast under vissa förutsättningar. Anaerob reduktiv deklorering kräver tillgång till elektrondonatorer samt lämpliga bakterier. Nedbrytningens omfattning är också beroende av kemiska och fysikaliska egenskaper såsom redoxpotential och pH. Den klorerade alifaten omvandlas till en annan klorerad alifat med kortare kolkedja enligt ett specifikt nedbrytningsmönster. Dekloreringshastigheten är snabbare för högklorerade ämnen än lågklorerade. Vissa av nedbrytningsprodukterna kan dock ha högre farlighet än ursprungsmaterialet.²⁹

8.2 Metaller

8.2.1 Arsenik

Arsenik är ett grundämne med mycket hög farlighet. Naturligt sett förekommer arsenik i varierande mängd i berg, jord, luft och vatten. Arsenik binder starkt till partiklar under syresatta förhållanden med pH under 8. Under övriga förhållanden ökar risken för transport och upptag av arsenik³⁰. Arsenik är cancerframkallande, kan orsaka störd reproduktion och hudsjukdomar³¹. Det kan också kopplas till hjärt- och kärlsjukdomar samt diabetes. Inorganiska former av arsenik är även akuttoxiska³².

8.2.2 Barium

Barium har en måttlig farlighet för människor. Det förekommer i keramik, färger, tegel, glas och gummi. Generellt är det vattenlösliga bariumsalter som är starkt toxiska, medan olösliga bariumsalter generellt inte är toxiska. Bariumjonen absorberar ofta till humusämnen vid höga pH-värden.³³

Höga halter barium kan leda till andningssvårigheter, skador på hjärta och njurar samt förhöjt blodtryck. Barium är inte cancerogent men kan störa fortplantningen hos akvatiska organismer.³⁴

²⁸ Naturvårdsverket. 2007.

²⁹ Ibid.

³⁰ SGU.

³¹ Naturvårdsverket. 2006.

³² World Health Organisation.

³³ Giftinformationen

³⁴ Naturvårdsverket. 2016.

8.2.3 Bly

Bly är en tungmetall som är giftig för människor och andra organismer. Spridningen av bly har minskat kraftigt sedan införandet av blyfri bensin och katalysatorer. Idag är industrier, avfall, bilbatterier och andra ackumulatorer det största spridningsområdena för bly³⁵. Förekomsten av bly kan vara naturlig, men den kan också bero på atmosfärisk deposition eller komma från punktkällor då bly använts på en mängd olika sätt under lång tid. Spridningsförutsättningarna och mobiliteten av bly ökar när redoxpotentialen övergår från reducerande till oxiderande. Absorption absorberas av bly sker lättare vid höga pH-värden och främst till organiskt material eller lermineral.

Bly är ett kumulativt ämne som kan påverka flera delar av kroppssystemet, såsom de neurologiska och hematologiska systemen, mag- och tarmkanalen, samt det kardiovaskulära systemet³⁶. Det kan redan vid mycket låga doser ge skador på nervsystemet. Foster och små barn är speciellt känsliga. Bly skadar även de röda blodkropparna och kan leda till blodbrist.

8.2.4 Kadmium

Kadmium har mycket hög farlighet för både djur, människor och natur. Det är en tungmetall som fram till 1970-talet ofta användes vid galvanisering av stål. Kadmium kan också påträffas i importerad elektronik och äldre PVC-plast kan innehålla kadmium. Idag finns kadmium i främst batterier och som färgpigment.³⁷

Kadmium transporteras via luft, vatten och jord. De viktigaste källorna av kadmium i luften är förbränning av fossila bränslen eller förbränning av kommunalt avfall. Utsläppen av kadmium till luften kan även tillkomma via metalltillverkning samt cigarettök. I mark kan kadmiumföroreningar tillkomma från mineralgödsel, rötslam och stallgödsel och även via atmosfärisk deposition. Dess spridningsförutsättningar är större vid låga pH-värden och i frånvaro från syre. Vid sådana förhållanden är kadmium relativt mobilt, medan det binder starkare i syrefattiga miljöer med högt pH.³⁸

Kadmium stannar kvar i kroppen under lång tid och lagras framför allt i njurarna, vilket gör att njurfunktionen kan skadas om man får i sig mycket kadmium under en längre tid. Det kan även bidra till benskörhet och frakturer på skelettet och vara cancerframkallande.³⁹

³⁵ Naturvårdsverket, information om bly.

³⁶ World Health Organisation.

³⁷ Naturvårdsverket, information om kadmium

³⁸ Naturvårdsverket. 2006.

³⁹ Naturvårdsverket, information om kadmium.

8.2.5 Koppar

Koppar är en vanlig metall som har många användningsområden. Det förekommer i elektronisk utrustning, som legeringar. Koppar är också ett essentiellt näringsämne för växter och djur. Koppar kan i höga halter skada lever, njurar och immunförsvar. Koppar kan skada vattenlevande djur och organismer redan vid låga halter. Koppar binder starkt till organiskt material. Transport av koppar i mark och vatten sker framförallt som lösta humuskomplex.⁴⁰

8.2.6 Krom

Krom är en metall som förekommer inom metallindustrin, korrosionsskydd samt vid garvning av läder. Tidigare användes krom även som färgpigment. Krom kan uppträda med flera olika oxidationstal, varav di-, tri- och hexavalent krom är de tre mest förekommande. Dess farlighet varierar mellan de olika oxidationsformerna och det hexavalenta föroreningarna är den skadligaste formen på krom, vilken kan ge kontaktallergi, har effekt på hud och slemhinnor samt är allergent. Hexavalent krom är även cancerogen⁴¹. Intag av höga krom i höga koncentrationer kan krom orsaka lungcancer, luftrörsproblem samt komplexbindas till DNA⁴². Krom i överlag är mycket giftigt för vattenlevande organismer och i biologisk form är det även toxiskt för växter och mikroorganismer.

8.2.7 Zink

Zink har ett brett användningsområde. Det förekommer i bildäck, legeringar och galvaniserade produkter. Zink är ett essentiellt ämne för människor och djur. Zink har låg toxisk effekt på däggdjur. Dock är sötvattenlevande organismer känsliga för förhöjda zinkhalter. Zink binder till organiskt material vid högt pH. Lösligheten hos zink ökar vid sjunkande pH-värden.⁴³ För högt intag av zink via mat kan leda till kopparbrist, feber, illamående, kräkningar och diarré. Industriarbetare som utsatts för zinkångor har visat symptom som inkluderar lungbesvär, feber och inflammation i mag- och tarmkanalen⁴⁴.

8.3 Övriga ämnen

8.3.1 Dioxiner

Dioxiner är en grupp ämnen som är oavsiktligt bildade organiska föroreningar och är både långlivade och giftiga. De tas lätt upp och ansamlas i fettvävnaden hos både människor och djur. Dioxiner är huvudsakligen biprodukter från industriella processer och förbränning och

⁴⁰ Naturvårdsverket. 2006.

⁴¹ Arbets- och miljömedicin.

⁴² Naturvårdsverket. 2006.

⁴³ Ibid.

⁴⁴ World Health Organisation.

de sprids via luften⁴⁵. Dioxiner har väldigt hög toxicitet och har visat sig påverka många organ och system. Potentiella följder efter kortvarig exponering av dioxiner kan innebära hudskador – såsom klorakne – och förändrad leverfunktion. Långtidsexponering av dioxiner kan orsaka reproduktionsproblem, hormonella störningar, skada immunförsvaret samt orsaka cancer. Barn och spädbarn är extra känsliga, då det även kan påverka utvecklingen av nervsystemet⁴⁶.

8.3.2 PCB

Polyklorerade bifenyler, PCB, är ett samlingsnamn för mer än 200 ämnen. PCB är ett dioxinliknande ämne som förr användes i transformatorer och annan elektrisk utrustning såsom kablar. PCB har också förekommit i färger, fogmassa och plaster. Ämnet har varit förbjudet sedan 1978. PCB är persistent och biackumulerbart, vilket gör att det anrikas i näringskedjan. PCB har använts i stora mängder och på grund av att det är svårnedbrytbart kan PCB påträffas i gamla lämningar i förorenade områden, eller som en diffus spridning via luft och därefter atmosfäriskt nedfall. PCB har mycket låg löslighet i vatten och binder starkt till partiklar. Spridning av PCB, även i vatten, är oftast partikulär. PCB kan påverka lever, kroppens hormon- och immunsystem. Under fosterstadiet kan nervsystemet påverkas.⁴⁷

9 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL

Den konceptuella modellen beskriver och illustrerar föroreningskällorna inom Sannadeponin och dess närområde, hur de miljö- och hälsofarliga ämnena kan spridas och exponera människor och andra skyddsobjekt.

I den konceptuella modellen identifieras:

- Föroreningskällor, förorenad media
- Skyddsobjekt
- Spridningsförutsättningar
- Exponeringsvägar

⁴⁵ Naturvårdsverket. Information om oavsiktligt bildade ämnen.

⁴⁶ World Health Organisation.

⁴⁷ Naturvårdsverket. 2013.

9.1 Föroreningskällor, förorenad media

Sannadeponin utgör den huvudsakliga källan till föroreningarna som bedöms inom ramen för denna riskbedömning. Industrin på Hyveln 1 har tidigare använt trikloreten, men utefter resultat från tidigare miljötekniska undersökningar bedöms det ej sannolikt att denna verksamhet på ett betydande sätt bidragit till föroreningssituationen.

9.2 Spridningsvägar och spridningsförutsättningar

Spridning av föroreningar som förekommer i deponins ytskikt bedöms kunna ske via damning. I deponiområdet kan även avrinnande ytvatten medföra erosion och därmed en transport av ytligt liggande föroreningar till omgivande diken/ytvatten. Deponiområdet har till stor del vegetationstäckning och mängden föroreningar som transporteras via damning och avrinnande ytvatten bedöms dock vara relativt liten då de flesta partikulärt bundna föroreningarna sannolikt fastläggs i mark lokalt nära källan. Risken bedöms som störst i de branta slänterna på deponin som finns i väster och norr. I väster finns också ett närbeläget ytvattendike som är anslutet till dagvattensystemet dit föroreningar skulle kunna spridas vid höga flöden.

Det finns en risk för spridning av föroreningar om det deponerade materialet schaktas och omlokaliseras. Det bedöms sannolikt att det deponerats behållare med flytande avfall i deponin och koncentrationen av föroreningar kan lokalt vara mycket hög. Risken för ökad spridning bedöms som stor om omfördelning av det deponerade materialet sker. De höga halterna i grundvattnet indikerar att det kan förekomma föroreningar i fri fas i avfallsupplaget. Generellt kan antas att det förekommer fri fas i källområdet om det finns halter av klorerat lösningsmedel i ca 1% av det aktuella ämnets effektiva löslighet. Således kan halter mellan 1-10 mg/l indikera förekomst av fri fas. TCE har uppmätts till 1,3 mg/l vid ett tillfälle i 1702, varvid viss risk för fri fas uppströms bedöms föreligga.

Föroreningar i deponin kan spridas med infiltrerande nederbörd och detta lakvatten kan sedermera nå det ytliga grundvattnet. Föroreningarna sprids sedan vidare genom grundvattentransport. Lakvattenbildningen kan variera i deponin men bedöms generellt som betydande, då deponin inte har något tätskikt som förhindrar inträngande nederbörd. Nedströms deponin förekommer sand och morän där spridningsförutsättningarna för föroreningar i grundvatten bedöms som goda. Något längre söderut förekommer lermorän/moränlera där spridningsförutsättningarna i de yttligare jordlagren bedöms vara lägre.

Nedströms deponin, på fastigheten Hyveln 1, finns markdräneringar kring byggnaden som delvis ligger under, eller i nivå, med grundvattnet. Förorenat grundvatten har påträffats i dräneringsbrunnar varifrån dräneringsvattnet leds vidare via dagvattensystemet till Sjörydsbäcken.

Denna förorenings-spridning kan inte anse vara ringa och bedöms ske kontinuerligt.

Föroreningar som sprids via ytvatten i Sjörydsbäcken kan under vissa förutsättningar också sedimentera och förorena sedimentet. Föroreningars förekomst i sediment har ej avhandlats inom ramen för undersökningarna och kan därmed inte bedömas. Bidraget från Sannadeponin kan också vara svårt att särskilja från bidrag från andra förorenande objekt i närheten.

Grundvattentransport av föroreningar kan även ske direkt till Vättern, via djupare grundvattenflöden. Huruvida detta sker är inte belagt.

Klorerade lösningsmedel, så kallade DNAPL⁴⁸, är tyngre än vatten och kan därmed sjunka djupt i en grundvattenakvifär/magasin till dess att tätt lager påträffas. Om föroreningarna når berggrunden kan även spridning ske till sprickbildning i berg. Om det sker en spridning och hur stor en sådan är kan i dagsläget inte bedömas.

Gasavgång är aktuell som spridningsväg för flyktiga ämnen såsom klorerade lösningsmedel och kan även spridas genom grundkonstruktioner och rörgenomföringar i byggnader och därmed påverka inomhusluften i byggnader för industri och boenden belägna i påverkansområdet.

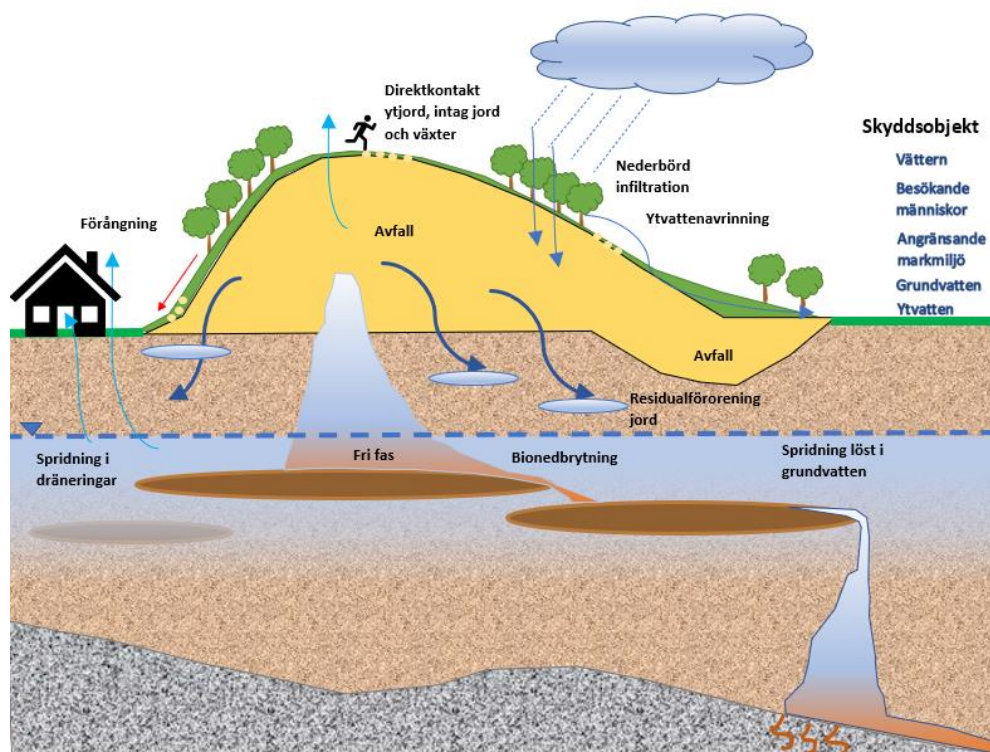
9.3 Exponeringsvägar

Exponeringsvägarna ser olika ut i deponiområdet jämfört med inom föroreningsplymens utbredningsområde. Således bedöms följande exponeringsvägar finnas inom de olika områdena:

- Intag av jord i deponiområdet.
- Hudkontakt med jord och damm i deponiområdet.
- Inandning av damm i deponiområdet.
- Intag av växter, bär och svamp i deponiområdet.
- Inandning av ångor i byggnad inom föroreningsplymens utbredningsområde.

Intag av dricksvatten bedöms inte en aktuell exponeringsväg i deponi- eller plymområdet, då uttag av vatten ej sker i området.

⁴⁸ Dense non-aqueous phase liquid



Figur 23. Konceptuell modell som illustrerar förekommande föroreningskällor, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt.

10 SKYDDSOBJEKT, SKYDDSVÄRDE OCH KÄNSLIGHET

De skyddsobjekt som beaktas i riskbedömningen listas nedan:

- Människor och djur som kommer att vistas i deponiområdet och som riskerar att exponeras för föroreningar.
- Boende i närområdet inom plymens utbredningsområde.
- Industriområdet väster och sydväst om Sannadeponin.
- Grundvatten inom och utanför området (grundvatten är alltid en skyddsvärd naturresurs). Området ligger inom en utpekad grundvattenförekomst (Karlsborg-S-Fågelås).
- Ytvatten. Närmaste ytvattenrecipient är Sjörödsbäcken, vilken mynnar i Vättern, som är en dricksvattentäkt och som även har ett stort skyddsvärde ur miljösynpunkt.
- Markmiljön utanför deponiområdet. Markmiljön i deponin bedöms dock inte vara ett skyddsobjekt då det bedöms ha lågt skyddsvärde.

Deponiområdets känslighet har bedömts som stor, då området är av betydelse för det rörliga friluftslivet och barn kan komma att uppehålla sig. Barn kan vistas frekvent på platsen, då området önskas användas av förskolor och skolor och området ligger mycket nära bostadsområden. Det är troligt att barn leker i området och förekomsten av föremål (avfall) i deponins ytskikt uppmuntrar barns nyfikenhet och det föreligger risk för att barn gräver i deponins ytskikt och stöter på avfall och/eller behållare med toxiskt innehåll, vilket ökar risk för exponering av föroreningar i höga koncentrationer vid enstaka exponeringstillfälle. Vidare önskas området användas som friluftsområde, varvid det kan förekomma att svamp och bär från området plockas och äts. Området bedöms vara starkt påverkat av flertalet föroreningar och området bedöms i sig inneha ett litet skyddsvärde ur markmiljö- och naturvårdessynpunkt, då deponiverksamheten kan sägas ha förstört de naturliga ekosystemen.

Inom föroreningsplymens utbredningsområde förekommer både bostäder, grönområden samt verksamhetslokaler där yrkesverksamma vistas. Inom bostadsmarken bedöms känsligheten som mycket stor, och inom verksamhetsområde samt naturmark som stor. I gällande detaljplan finns det även finns möjlighet till ytterligare exploatering i föroreningsplymens utbredningsområde, vilket teoretiskt ökar skyddsvärdet för den aktuella ytan.

Föroreningsplymens utbredningsområde bedöms inneha ett litet till måttligt skyddsvärde ur naturvårdessynpunkt då ekosystemen sannolikt är störda av befintlig exploatering, och inga utpekade naturområden med skyddsvärde har utpekats.

11 ÖVERSIKTLIG EXPONERINGS- OCH EFFEKTANALYS

11.1 Deponin

I deponins ytskikt förekommer flertalet metaller i halter i jorden, som utifrån framtagna platsspecifika riktvärden för deponin bedöms kunna ge negativa effekter på människors hälsa och miljön. Vid jämförelse av medelhalten mot framtagna platsspecifika riktvärden överskrider riktvärdena för metallerna bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink liksom för ämnena dioxiner, PCB och trikloreten. Vid kontroll av UCLM95-halterna som beräknats för samtliga metaller överskrider det platsspecifika riktvärdet för alla metaller utom kobolt, krom och vanadin. Det platsspecifika hälsobaserat riktvärdet överskrider dock endast för metallerna bly och kadmium vid jämförelse mot UCLM95-värdena för metallerna. Vid jämförelse av 90-percentilen för dioxiner, PCB och trikloreten överskrider det platsspecifika hälsobaserade riktvärdet för dioxin.

Tabell 8. Sammanställning av data för påfunna föroreningar i Sannadeponins ytskikt.

Ämne	Antal prov	Enhet	Medelhalt	UCLM95	Max	90-percentil	Platsspecifikt riktvärde	Platsspecifikt Hälsobaserat riktvärde	NV-KM	NV-MKM
Arsenik As	18	mg/kg Ts	11	28	71	22	19	37	10	25
Bly Pb	18	mg/kg Ts	298	652	1 700	582	110	600	50	400
Kadmium Cd	18	mg/kg Ts	7	62	100	4,3	1,2	48	0,8	12
Kobolt Co	18	mg/kg Ts	7	11	27	15	19	600	15	35
Koppar Cu	18	mg/kg Ts	259	569	1 500	645	190	100 000	80	200
Krom Cr	18	mg/kg Ts	41	100	230	95	140	760 000	80	150
Kviksilver Hg	18	mg/kg Ts	0,15	0,27	0,64	0,34	0,19	30	0,25	2,5
Nickel Ni	18	mg/kg Ts	23	50	91	55	37	3 600	40	120
Vanadin V	18	mg/kg Ts	18	26	65	33	160	4 800	100	200
Zink Zn	18	mg/kg Ts	1 348	3 074	11 000	2 790	500	110 000	250	500
Dioxiner	5	ng/kg Ts	96	e.b.	330	238	49	190	20	200
PCB	5	mg/kg Ts	0,070	e.b.	0,28	0,182	0,047	0,22	0,008	0,2
Trikloret	8	mg/kg Ts	0,5	e.b.	3,5	1,2	0,16	130	0,2	0,6

För ämnen som dioxiner, PCB och trikloret har statistiska beräkningar (UCLM95) inte kunnat utföras till följd av litet dataunderlag och här bedöms det finnas stora osäkerhet i vilka halter som kan förekomma ytligt på deponin, sett till att få prover uttagits. Då det föreligger risk för höga halter i delar av deponins ytskikt kan exponering för enskilda individer även vid enstaka tillfällen, t ex barn som leker i området, bli hög.

Möjligheten för exponering i deponiområdet bedöms avta med ökat djup i marken. Detta beror framförallt på att möjligheten till direktkontakt med föroreningarna minskar avsevärt med djupet. Intag och hudkontakt med jord samt inandning av damm från jord kan därmed endast ske i deponiområdet. Risk för intag av damm är också som störst där erosionsskyddet bestående av växtlighet är undermålig.

Utöver människor kan även djur komma i kontakt med föroreningarna i deponiområdet. Marklevande organismer exponeras för föroreningarna genom direkt kontakt med den förorenade jorden

11.2 Föroreningsplymen

Inom det geografiska område där förorenat grundvatten från deponin förekommer finns olika typer av markanvändningar. Där halterna av klorerade alifater är som högst, en sträcka som löper längsmed deponins södra och främst sydvästra sida, förekommer grönområden, promenadstråk, industriverksamhet samt bostäder. Inom dessa områden sker ingen direktkontakt med grundvatten, då inget dricksvattenuttag sker. På Hyveln 1 har TCE konstaterats förekomma även i jord, men underskridande riktvärdena för KM. Även om halterna av TCE och nedbrytningsprodukterna är höga i grundvatten är denna direktexponering mycket begränsad under normala nyttjandeförhållanden av områdena.

På fastigheten Hyveln 1 har klorerade alifater uppmätts i porluften. Detta leder till risk för inträngning av klorerade alifater i ångfas i befintliga byggnader. Genomförda provtagningar av inomhusluft på Hyveln 1 och i bostäder i sydväst har det inte påvisats någon betydande exponering för

klorerade lösningsmedel genom ånginträngning, då de riktvärden som är tillämpliga för yrkesverksamma och bostäder ej överskrids.

Längre söderut uppvisar det ytliga grundvattnet lägre halter. Genom de undersökningar som genomförts har dock inte en begränsningslinje till fullo kunnat erhållas avseende övergången till lägre halter i området i sydväst, varvid en bedömning avseende exponeringen ej till fullo kan genomföras.

Vidare sker en konstant spridning av grundvatten som avvattnas via dräneringssystemet på Hyveln 1. Höga halter totalkväve, TOC, TCE, DCE och VC förekommer i samlingsbrunnen, och leds vidare till dagvattennätet. Hjo kommun saknar egna riktvärden för utsläpp till dagvatten eller recipient. Som ersättning tillämpas ofta Miljöförvaltningen i Göteborgs stads riktvärden i liknande fall. Vid jämförelse med dessa överskrids riktvärdena för suspenderade ämnen, TOC samt totalkväve. Riktvärden för klorerade alifater saknas. Vid de tillfällen som brunnen inspekterats i samband med utförda undersökningar, har det förekommit ett konstant flöde. Observationerna har dock varit för få för att flödet skall kunna beräknas på ett tillförlitligt vis. Utspädningseffekten som sker i Sjörydsbäcken är omfattande, och den effekt de faktiska halterna i det tillförda dräneringsvattnet får är svår att bedöma i ett strömmande vattendrag som redan är påverkat av många föroreningskällor. Då negativa effekter kan uppträda i akvatiska system redan vid låga halter kan påverkan dock ej uteslutas.

Utöver dräneringssystemet som på ett direkt sätt orsakar spridning av föroreningar till ytvatten sker en spridning av klorerade alifater och näringsämnen via det ytliga grundvattnet. Rörelsemönstret i marken är inte helt avgränsat i plan och profil, vilket gör det svårt att bedöma omfattningen på spridningen, fastläggning i mark, den naturliga nedbrytningens påverkan och hur stora mängder av de enskilda ämnena som i slutändan når recipient.

12 KUNSKAPSLUCKOR OCH MOTIV FÖR EVENTUELLA KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR

12.1 Deponin

I deponin är avfallet heterogent och således bedöms dess egenskaper och föroreningsinnehåll variera. Avfallet djupare i deponin har ej undersökts men med bakgrund av historiska uppgifter och typiskt innehåll i kommunala deponier från tidsperioden bedöms det förekomma avfall med innehåll av många olika ämnesgrupper, som är bioackumulerande, spridningsbenägna, har hög farlighet och är persistenta. Mängder och förekomstformer är dock i stort okända. Det är dock konstaterat att skyddsskiktet innehåller föroreningar i varierande halter och att det med största sannolik förekommer både högre halter av analyserade ämnen och

även fler ämnen än vad som påträffats i tidigare undersökningar. Det bedöms således inte som motiverat att vidare utreda föroreningssituationen på deponin, då detta ändå inte kommer att kunna ge en fullständig bild över det deponerade avfallet.

Framgent kan det vara rimligt att utföra långsiktig uppföljning av deponins omgivningspåverkan med avseende på grundvatten.

Inför projektering av eventuell sluttäckning finns sannolikt ett behov av att genomföra en ny deponigasutredning. Det finns en äldre mätning från 1983 genomförd av Viak AB. Då konstaterades det att utläckaget av metangas skedde diffust över större delen av upplagsytan men att värden ej kunde registreras med den använda utrustningen förutom i fyra punkter. Den diffust utläckande gasen bedömdes kunna utgöra en riskfaktor vid olämplig planering av området och att campingverksamhet eller liknande bör undvikas.⁴⁹ Med bakgrund till att deponin vid mättillfället ej var avslutad och att mätresultat ej erhöles i erforderlig omfattning, är resultaten osäkra och har sannolikt också förändrats över tid. Behov av avledning av deponigas behöver utredas inför en eventuell skyddstäckning.

12.2 Föreningsplymen

Föroreningsplymen är ej fullständigt avgränsad i plan och profil. Det är inte undersökt hur långt ner de klorerade lösningsmedlen har spridit sig i moränen som underlagrar de ytliga jordlagren. Skattat jorddjup är av stor mäktighet, ca 30- 50 m. Inga djupborrade brunnar finns inom plymens bedömda utbredningsområde och provtagning har således ej kunnat genomföras då detta bedömts som mycket kostsamt och inte motiverat utifrån uppmätta halter i ytligt grundvatten. Hur uppsprucken bergöverytan inom området är, samt förekomst av större sprick- eller krosszoner är inte känd och kan behöva utredas genom exempelvis JB-sonderingar för att bedöma sannolikheten att det förekommer risk för inträngning i bergzon.

Utförda provtagningar i provpunkt 1803 indikerar att det ej sprids klorerade lösningsmedel i ytligt grundvatten väster om diket som löper längsmed deponins västra sida. Detta har dock ej kunnat verifieras då ytterligare provtagning västlig riktning ej har utförts i genomförda utredningar. Vidare är det okänt hur halterna förhåller sig sydväst om Hyveln 1.

Förutsättningarna för naturlig nedbrytning av alifater är inte fullständigt utredd. Observationer har gjorts som tyder på att det pågår en viss grad av mikrobiell nedbrytning i det ytliga grundvattnet. Dock skall sådana bedömningar göras med försiktighet då de påverkas av många olika

⁴⁹ Viak AB, 1983

faktorer som ej bedömts eller studerats inom ramen för tillgängligt underlag. I takt med att nedbrytning sker till kortare kolkedjor ökar också lösligheten och därmed spridningsbenägenheten. Det är i dagsläget okänt om plymen är i ett s.k. stabilt jämviktsläge.

Det kan inte uteslutas att dräneringen av grundvatten på Hyveln 1 påverkar grundvattenströmningen lokalt, och därmed föroreningsspridningen. Volymen grundvatten som dräneras är inte känd, varvid bedömningen av dräneringens inverkan är förenad med osäkerheter. Vidare misstänks klorerade lösningsmedel kunna spridas i gasfas i dräningar och ledningsnät. Detta har dock ej verifierats med undersökningar.

Det bedöms således komma att krävas kompletterande utredning innan en åtgärdsutredning av dessa föroreningar kan utföras. Eventuellt kan även en fördjupad riskbedömning vara lämplig.

13 SAMLAD RISKBEDÖMNING

13.1 Deponin

Hela deponiområdet är idag fullt tillgängligt för människor att beträda och området nyttjas frekvent av motionärer, lekande barn m fl. I deponiområdet föreligger idag risk för att människor och djur exponeras direkt för föroreningar med hög och mycket hög farlighet vid hudkontakt med jord, intag av jord och inandning av damm. Halterna av flertalet metaller, liksom dioxiner, PCB-7 och trikloreten har påvisats i höga och mycket höga halter i ytlig jord vid jämförelse med det framtagna platsspecifika riktvärdet. Förekommande representativa halter av metaller (UCLM 95) bedöms dock inte överskrida det platsspecifika hälsobaserade riktvärdet utom för bly och kadmium. Vid jämförelse av 90-percentilen för dioxin, PCB-7 och trikloreten är det bara halterna för dioxin som överskrider det platsspecifika hälsobaserade riktvärdet. Försiktighet skall dock visas vid tolkning av dessa resultat, då dataunderlaget som ligger till grund för beräkning av representativa halter för samtliga ämnen påvisar en stor heterogenitet av förekommande halter. Den undersökta ytan är stor och endast en liten av ytskiktet är i sammanhanget undersökt. Då det i deponins ytskikt förekommer en blandning av påförda massor (som använts som skyddsskikt) och avfall, kan variationen i de uppmätta halterna förmodligen kopplas till om det är skyddsskiktet eller avfallet som provtagits. Detta medför att det sannolikt förekommer högre halter inom deponins ytskikt än vad som uppmätts i undersökningarna. Det ligger på deponin avfall i dagen på flera platser och i branta områden, där erosion förekommer, exponeras med tiden mer och mer avfall.

Därmed kan en bedömning av riskerna för människor i området inte enbart baseras på jämförelse med framtagna representativa halter för olika ämnen, utan hänsyn behöver tas även för huruvida enstaka exponeringstillfällen kan leda till toxiska halter eller om enstaka exponeringstillfällen kan leda till en dos som motsvarar det dagliga

tolerabla intaget för en mycket lång tid och därmed leda till långsiktiga risker. Risker för det förekommer toxiska halter av metaller eller PCB-7 och trikloret, som kan leda till långsiktiga risker kan inte uteslutas ställvis på deponin, även om genomförda analyser inte pekat på förekomst av sådana halter annat än för bly, kadmium och dioxin.

Framförallt metaller, dioxiner och PCB har förutsättningar för att tas upp av växter och förekomma i ätliga växter och svamp, vilka således inte bedöms som lämpliga att äta ur ett försiktighetsperspektiv, även om mängden svamp och bär som kan intas från området troligen är relativt liten och exponeringen således begränsad.

På delar av deponin saknas vad som bedöms vara ett erforderligt skydd mot vasst avfall, t ex skrot och glas etc då det på flertal platser finns avfall i dagen. Risk för personskador kan inte helt uteslutas då avspärningsskydd till sådana platser saknas.

Det bedöms sammantaget föreligga oacceptabla risker för människor som vistas i området, vid pågående tillika planerad markanvändning. Riskerna bedöms vara mer påtagliga för barn, där risken för t ex hudkontakt med jord och intag av jord är högre i samband med lek.

Idag förekommer en omfattande spridning av föroreningar i form av klorerade lösningsmedel, främst klorerade alifater, från deponin till grundvattnet. De framtagna platsspecifika riktvärdena för området överskrider för flertalet ämnen som detekterats i jord inom deponiområdet. Styrande för de platsspecifika riktvärdena är främst skydd av grundvatten eller skydd av ytvatten, varvid ett överskridande av riktvärdena tydligt påvisar en oacceptabel risk för påverkan på grund- och ytvatten. Vidare har det konstaterats genom provtagningar av grundvatten kunnat påvisas att det lakar klorerade alifater från det deponerade avfallet, vilket sprids med grundvattenströmningen nedströms deponin. Riskerna bedöms inte komma att minska inom rimlig framtid, då föroreningar fortsatt kommer att förekomma ytligt och erosion riskerar att frilägga ytterligare föroreningar.

Då risker för både människor och miljön bedöms som oacceptabla från deponin krävs en riskreduktion i området. De riskreducerande åtgärderna behöver bestå i åtgärder för att både minska risk för exponering av ytliga föroreningar, vassa och på annat sätt farliga föremål, samt minska spridning av föroreningar till grundvattnet.

13.2 Föreningsplym

Halterna av klorerade lösningsmedel är höga i grundvattnet nedströms Sannadeponin. Klorerade lösningsmedel har mycket hög farlighet och bedöms vara styrande för miljö- och hälsoriskerna kopplade till föroreningsplymen. Endast mindre mängder krävs för att påverka akvatiska system.

Inom föroreningsplymens utbredningsområde föreligger risker för påverkan på inomhusmiljön i byggnader. Påverkan på inomhusluften har undersökts i tidigare undersökningar och inga betydande halter i förhållande till bostads- och yrkesändamål har påträffats. Dock har dessa mätningar utförts under sommar, vår och höst och risk för påverkan på inomhusluften är normalt sett som störst under eldningssäsong då ånginträning tenderar att öka. Halterna klorerade alifater i ytligt grundvatten och i markens porluft kan utifrån befintligt underlag inte heller bedömas vara stagnerande nu eller i framtiden om åtgärder ej vidtas avseende föroreningskällan. Detta är särskilt aktuellt i ett framtida scenario vid eventuell ytterligare exploatering av området söder om deponin för bostäder, men även befintliga byggnader för boende och industriändamål bedöms kunna påverkas i framtiden.

Det föreligger även spridningsrisker om grävarbeten eller ledningsdragnings sker i marken inom föroreningsplymens utbredningsområde. Ledningar och ledningsschakter kan utgöra en spridningsväg för förorenat grundvatten. Vid grävning av schakter bedöms då exponering kunna uppstå främst med avseende på inandning av ångor. Markarbeten nära deponins södra slänter bedöms därför kunna medföra exponering i höga halter i de fall människor vistas i schakter. Höga halter finns i grundvattnet också på fastigheten Hyveln 1, och skulle kunna utgöra en risk vid schaktarbeten. Likväl kan det inte heller uteslutas att det förekommer deponigas. Metangas är tyngre än syre och kan orsaka syrebrist i schakter.

Vidare sker en kontinuerlig spridning av föroreningar via dräneringssystemet på fastigheten Hyveln 1. I en dräneringsbrunn (provpunkt 1711), vars vatten leds vidare till dagvattennätet, har höga halter klorerade alifater samt näringsämnen konstaterats. Halterna klorerade alifater i detta vatten har vid provtagningstillfället varit i nivå med uppmätta halter i närliggande grundvattenrör. Halterna och mängderna som avleds via detta dräneringssystem kan inte anses vara obetydliga och utgör också ett kontinuerligt och direkt bidrag till utsläpp av förorenat dagvatten till Sjörydsbäcken och i förlängningen Vättern. Utspädningen av detta vatten är naturligtvis omfattande, men utan åtgärder kommer utsläppen över tid nå större volymer.

Föroreningsplymens utbredning bedöms framgent kunna öka i grundvattnets strömningsriktning, om inga åtgärder vidtas, i och med att föroreningarna transporteras allt längre bort från deponin tillsammans med grundvattnet. Spridningen till och påverkan på närliggande ytvatten Sjörydsbäcken och Vättern riskerar således med tiden att öka. I dagsläget är det svårt att kvantifiera spridningen till och påverkan på Sjörydsbäcken och Vättern som sker via grundvattnet. Längsmed sträckan sker utspädning, fastläggning i mark samt nedbrytning, men det kan konstateras att Sannadeponin utgör en punktkälla för utsläpp av klorerade lösningsmedel till Vättern. Vid vidare undersökningar bedöms det vara viktigt att de sammanräknade effekterna på Sjörydsbäcken och Vättern bedöms, både avseende vattenkvaliteten och naturvärden.

Klorerade lösningsmedel är starkt toxiska och även lägre koncentrationer kan utgöra hälsorisker om människor exponeras under en längre tid. Det har genom undersökningar av grundvatten, porgas och inomhusluft i näraliggande bostäder och industrier inte bedömts föreligga någon akut hälsorisk. Vidare har intag av dricksvatten kunnat uteslutas som exponeringsväg då det kommunala vattenverket förser boende i området med dricksvatten. Bedömningar av spridning och exponering av klorerade lösningsmedel är dock osäkra och exponering kan förändras över tid och utgöra ett problem på sikt.

De klorerade ämnenas koncentration och förekomstform är sammanlänkade med de åtgärder som vidtas avseende föroreningskällan, som utgörs av Sannadeponin. Naturlig nedbrytning sker av klorerade alifater, men beroende på förutsättningarna i akvifären kan nedbrytningen istället leda till en ackumulation av farligare förekomstformer, såsom vinylklorid. Höga halter vinylklorid har observerats söder om deponin, samtidigt som endast låga halter av precursorerna TCE och DCE påvisats i vissa observationspunkter. Ett konstant tillskott av föroreningar gör att det är svårt att göra en bedömning av hur riskerna utvecklar sig över tid. Förutsättningarna för eventuella riskreducerande åtgärder och behovet av dem är således kopplat till lakvattenspridningen från deponin och de effekter detta skulle ge över tid.

Sammanfattningsvis har inga akuta eller påtagliga hälsorisker kunnat påvisas med pågående markanvändning inom plymområdet. Avhjälpandeåtgärder kan dock komma att vara nödvändiga framgent då riskerna inom området kan förändras utan åtgärder och vid förändrad markanvändning. Föroreningsplymen bör undersökas vidare för att fastställa de risker som rådande föroreningssituation utgör för människa och miljö. Det är också av vikt att plymen till fullo avgränsas för att rätt åtgärdsinsatser skall kunna genomföras. Då det bedöms förekomma en betydande lakvattenbildning i deponin, som tillför föroreningar i föroreningsplymen, är det viktigt att åtgärder vidtas på deponin för att minska lakvattenbildningen och lakvattenläckaget från deponin. Annars riskerar åtgärder kopplat till föroreningen i grundvattnet att ge liten effekt, då läckaget från deponin inte bedöms komma att upphöra inom rimlig framtid.

14

ÅTGÄRDSUTREDNING

Föreliggande åtgärdsutredning baseras på ovan genomförd riskbedömning samt de föreslagna åtgärds målen. Avhjälpandeåtgärder syftar till att minska exponering och spridning av föroreningar och kan generellt delas in i följande kategorier:

- Administrativa åtgärder.
- Åtgärder som angriper föroreningskällan.

- Åtgärder som syftar till att förhindra eller ändra föroreningens spridning/spridningsvägar.
- Åtgärder som syftar till att minska risken för exponering

Syftet med åtgärdsalternativ är att väga möjliga alternativ mot måluppfyllelse på ett sätt som också värderar teknisk och ekonomisk genomförbarhet. De alternativ som bedömts vara realistiska diskuteras vidare i åtgärdsutredningen.

Administrativa åtgärder kan utgöras av restriktioner beträffande framtida markanvändning, exempelvis förbud mot bebyggelse av bostadshus och borrning av energibrunnar eller dricksvattentäkter/dricksvattenuttag och odlingsrestriktioner. De administrativa åtgärderna angriper inte föroreningen eller dess spridning i sig, men kan skydda omgivningen från exponering.

Nollalternativet bör bedömas för att avgöra om åtgärdsmålen kan uppnås vid rådande förhållanden utan att skyddsåtgärder vidtas. Om det kan påvisas att det inte föreligger risk för människors hälsa och miljön vid nuvarande förhållanden och att åtgärdsmålen uppnås även om inga åtgärder genomförs kan detta vara ett tänkbart alternativ. Alternativet kan dock innebära oacceptabla risker på såväl kort som lång sikt.

Följande åtgärdsalternativ har studerats för deponiområdet:

- Nollalternativ (inga åtgärder)
- Inneslutning
- Urschaktning och omhändertagande
- Anläggningstekniska åtgärder och informationsåtgärder

För föroreningsplymens utbredningsområde, där ytterligare åtgärder krävs för att fastställa lämpligt åtgärdsalternativ, har endast en kortare redovisning gjorts av följande alternativ:

- Nollalternativ
- Insitu-metoder
- Kortsiktiga skyddsåtgärder

Förutsättningarna för respektive egenskapsområde och alternativ redovisas nedan.

Egenskapsområde 1 – deponin

14.1.1 Nollalternativ

Nollalternativet innebär att inga skyddsåtgärder vidtas avseende deponin utan denna lämnas orörd i befintligt skick

Positiva konsekvenser:

- Inga åtgärder behöver vidtas och alternativet innebär i dagsläget inga kostnader eller åtgång av resurser för utförandet.
- Det ger ingen påverkan på befintlig landskapsbild.
- Området kommer fortsatt att vara tillgängligt för friluftaktiviteter.

Negativa konsekvenser:

- Alternativet innebär ingen riskreduktion och pågående spridning av föroreningar till omgivande mark, ytvatten och grundvatten kommer att pågå under mycket lång tid.
- Människor i Sannadeponins närhet kan komma att känna oro inför vetskapen att föroreningarna finns kvar på obestämd framtid.
- Då föroreningssituationen är oförändrad krävs framtida administrativa åtgärder som krav på att markarbeten föregås av anmälan till tillsynsmyndighet
- Alternativet kan felaktigt upplevas som ekonomiskt fördelaktigt. Kostnad uteblir i nuläget, men då oacceptabla risker kvarstår bedöms det som rimligt att det i framtiden likväl kan komma att krävas avhjälpanåtgärder förknippade med kostnader. Därmed skjuts denna kostnad således på framtiden. Det kan då även tillkomma ytterligare kostnader om föroreningen sprids på en större yta och dessutom ytterligare kostnader förknippade med att föroreningen eventuellt sprids in på andra markägares fastigheter.

Bedömning:

Då riskerna för människors hälsa med vid konstaterad föroreningssituation bedöms som hög vid nuvarande tillika planerad markanvändning bedöms det föreligga ett åtgärdsbehov av deponin. Vidare krävs det att skyddsåtgärder vidtas för att minska spridningen av föroreningar till området nedströms (föroreningsplymen). Nollalternativet, d v s att lämna deponin utan åtgärder, är därmed inte ett rimligt alternativ då åtgärds målen ej uppnås.

14.1.2 Schaktsanering

En schaktsanering av deponin innebär att samtligt deponerat material på deponin grävs ur och omhändertas på extern deponi. Föroreningsgraderna i deponin varierar och det är sannolikt svårt att på ett systematiskt sätt sortera allt avfall i hanterliga klasser utefter nuvarande avfallsförordning. Omfattande mekanisk hantering bedöms krävas. En större mängd farligt avfall kommer sannolikt att uppstå. Sannolikt kan inte allt avfall deponeras på grund av för högt organiskt innehåll. Huruvida vissa jordmassor skulle

kunna renas med t ex jordtvätt eller förbrännas istället för att deponeras har ej utvärderats närmare. Troligen innebär dock deponins heterogena karaktär att det sannolikt är mycket svårt att sortera avfallet i olika fraktioner och genomföra jordtvätt. Förbränning av avfallet kan dock vara ett alternativ för vissa delar av avfallet för att minska mängden material som deponeras, särskilt i jordmassor med hög organisk halt. Det bedöms dock föreligga svårigheter med att hitta en mottagare som är villig att ta emot sådant avfall sett till möjligheterna att erhålla tillräcklig kunskap om föroreningsinnehållet. Vidare kan delar av avfallet vara flytande och i behov av avvattning. Omgivningspåverkan bedöms vara stor under utförandetiden och ta stora ytor i anspråk. Åtgärden tar också mycket tid i anspråk.

Positiva konsekvenser:

- Åtgärdsalternativet innebär en fullständig riskreducering för människa och miljö.

Negativa konsekvenser:

- Åtgärdsalternativet innebär ökad risk för föroreningsspridning i åtgärdsskedet, särskilt då det bedöms kunna finnas deponerade behållare med flytande kemiska rester/avfall med hög farlighet; behållare som riskerar att gå sönder vid schaktning i avfallet.
- Åtgärdsalternativet är mycket kostsamt och innebär en mängd transporter.
- Det ger en stor påverkan på landskapet.

Bedömning:

I små områden där deponering förekommit görs ibland schaktsanering för att avlägsna deponerat material. I detta fall är det stora mängder avfall och stora ytor som påverkas och behövs för genomförande varför en total schaktsanering skulle vara mycket kostsam och därmed inte bedöms vara ekonomiskt rimlig.

Möjligheten finns att endast delar av deponin schaktsaneras.

Kunskapsluckorna är dock stora om vilka delar av deponin som skulle ge störst reduktion av föroreningsspridningen. Hur stor effekten i det stora hela skulle bli är också mycket svår att bedöma varvid det ej bedöms vara en rimlig eller lämplig åtgärd.

14.1.3 Skyddsskikt

Anläggandet av ett skyddsskikt på deponin innebär att ett lager av rena schaktmassor påförs avfallsupplaget som ett avskiljande skikt som separerar avfallet från de aktiviteter som sker i området. Detta skikt ska vara tillräckligt tjockt för att skydda omgivningen från exponering samt utgöra ett erosionsskydd och därför bör det omfatta ca 70 cm i mäktighet. Skyddsskiktet kommer inte förhindra inträngning av ytvatten och nederbörd i deponin, utan innebär en fortsatt lakning av miljöstörande ämnen från deponin till miljön. Permeabiliteten kan till viss del påverkas

genom att finkorniga massor används för anläggande av skyddsskiktet, men en fullständig reduktion av inträngande nederbörd kan normalt sett inte uppnås.

Idag är formen på Sannadeponin inte helt lämplig för att anlägga ett skyddsskikt då det finns ganska branta slänter där ett skyddsskikt skulle erodera snabbt. Även själva anläggandet skulle ej kunna utföras på ett kvalitets- och arbetsmiljömässigt säkert sätt. Således krävs en projektering där deponin tillformas för att erhålla en mer fördelaktig form och släntlutning innan arbetena påbörjas. Vid tillformning ska det beaktas att schaktning i förorenade massor och avfall kan medföra risk för ökad föroreningsspridning liksom framtida sättnings- och rasrisker ökar.

Positiva konsekvenser:

- Åtgärdsalternativet innebär en god riskreducering för människor som vistas i deponiområdet då flera av exponeringsvägarna som beskrivs i riskbedömningen elimineras då föroreningarna inte längre är lättillgängliga.
- Åtgärdsalternativet innebär en lägre kostnad i jämförelse med alternativ där fullständig schaktsanering sker.
- Det har i ett längre perspektiv mindre påverkan på landskapet.

Negativa konsekvenser:

- Spridning av föroreningar till grundvattnet kommer att kvarstå.
- Alternativet medför ökad risk för föroreningsspridning i åtgärdsområdet i samband med tillformning av deponin. Detta behöver beaktas och hanteras på ett korrekt sätt vid utförande.

Bedömning:

Åtgärdsalternativet ger en god riskreducering för människor som vistas i friluftsområdet men kommer inte att minska spridningen till grundvattnet i nämnvärd omfattning, d v s ingen kvalitetssäkrad minskad spridning av föroreningar från deponin till grundvattnet nedströms deponin uppnås. Då åtgärden, som ändå är relativt omfattande sett till arbetsinsats, tidsåtgång och kostnad, inte medför en säkerställd minskning av spridning av föroreningar till grundvattnet bedöms den inte till fullo medföra att åtgärds målen uppnås.

14.1.4 Inneslutning

Inneslutning eller s k barriärteknik innebär att deponin beläggs med ett tätskikt bestående av geomembran, bentonitmatta eller täta jordmassor, vanligen lera alternativt vissa former av aska, som förhindrar inträngning av ytvatten och nederbörd i deponin. Därefter förses tätskiktet normalt med ett skyddande lager av schaktmassor, vars syfte är att säkerställa tätskiktets funktion över tid. Tätskiktet tillsammans med skyddsskiktet innebär också att människor som vistas i området ej exponeras för förekommande föroreningar och att lakning av föroreningar från deponin minskar. Här är påverkan på miljön direkt kopplad till tätskiktets

permeabilitet, ju tätare barriär ju minde lakning kommer att ske från deponin. Inneslutningar ska utföras med ett mycket långsiktigt perspektiv (för deponier används vanligen ett 1000 års-perspektiv). Varianter på denna form av inneslutning tillämpas normalt på deponier som sluttäcks enligt deponiförordningen.

Anläggandet av tätskikt medför ibland ett behov av avledande av deponigas, om sådan förekommer och fortsatt bildas i deponin. Vanligt är också att lakvatten från deponin uppsamlas och behandlas innan det når recipient eller leds till reningsverk.

Idag är formen på Sannadeponin inte lämplig för att utföra en inneslutning med tätskikt eller lera. Således krävs en projektering där deponin moduleras och därefter tillformas innan arbetena med anläggandet av en barriär påbörjas. Vid modulering ska det beaktas att det inte är lämpligt att i stor omfattning gräva och flytta avfall av okänd karaktär, då risk för ökad förorenings-spridning liksom framtida sättnings- och rasrisker ökar. Konsekvenserna av detta måste hanteras på sådant sätt att omgivningen skyddas från exponering och spridning.

Positiva konsekvenser:

- Åtgärdsalternativet innebär en fullständig riskreducering för människor som vistas i deponiområdet.
- Påverkan på miljön bedöms minska.

Negativa konsekvenser:

- Alternativet medför ökad risk för förorenings-spridning i åtgärdsskedet i samband med tillformning av deponin. Detta behöver beaktas och hanteras på ett korrekt sätt vid utförande.
- Åtgärdsalternativet är kostsamt och innebär behov av omfattande mängd massor för inneslutningen oavsett om ett lerlager påförs som barriär eller någon form av duk används (som då måste skyddas med skyddstäckning i lämplig tjocklek för att utgöra ett mekaniskt skydd och skydda mot erosion, tjälnedträngning och rotpenetration).
- En viss påverkan på landskapsbilden kan förekomma sett till att det inte är lämpligt att ersätta den ridå av träd som nu täcker deponins slänter då trädens rötter skulle förstöra tätskiktets funktion. Om insynsskydd önskas behöver det placeras utanför själva deponin.

Bedömning:

Åtgärdsalternativet ger en hög riskreducering för människa och kommer att minska spridningen till miljön. Åtgärden är kostsam, men åtgärdsalternativet är ett vanligt alternativ för deponier och är väl lämpad för den heterogena föroreningsbild som finns på Sannadeponin. Således bedöms detta åtgärdsalternativ vara lämpligt för Sannadeponin.

14.1.5 Anläggningstekniska åtgärder och informationsåtgärder

Hjo kommun har redan vidtagit vissa kortsiktiga skyddsåtgärder, då det upptäcktes att föroreningshalterna är höga i ytskiktet på deponin. Dessa skyddsåtgärder har bestått i att informera skolor och förskolor om att området ej ska användas för barn. Vidare har information gått ut till närboende om att det inte är lämpligt för barn att leka i området och att ätbara bär, växter och svampar inte ska plockas från området. Dessa informationsinsatser bedöms vara viktiga att utföra på återkommande basis till dess att avhjälpande- eller skyddsåtgärder vidtagits i tillräcklig omfattning.

Övriga möjliga skyddsåtgärder är att hägna in deponiområdet och införa beträdesförbud. Om detta avses vara en varaktig åtgärd kan administrativa åtgärder som ändring av detaljplan krävas, då det nuvarande detaljplan anges att området skall kunna användas till friluftaktiviteter.

Underhåll av el- och vattenledningar inom deponiområdet ska föregås av en riskbedömning och kontakt tas med tillsynsmyndighet. En översyn av dagvattenavledningen på deponins västra sida bör utföras med syfte att bedöma om det finns risker för partikulär spridning av föroreningar med detta dagvatten. En möjlighet är att sätta upp provtagare/sedimentfällor som mäter föroreningar över en längre tid då det finns ett varaktigt flöde i diket.

Positiva konsekvenser

- Låg kostnad i förhållande till övriga alternativ
- Kort genomförandetid

Negativa konsekvenser

- Ingen riskreduktion sker. Ytliga föroreningar kommer inte att brytas ned och utlakning till grundvattnet kommer att fortgå.
- Risk att åtgärderna blir kortsiktiga
- För varaktighet behöver konstant uppföljning göras av informationsinsatser

Bedömning

Genomförs samtliga anläggningstekniska åtgärder och informationsåtgärder ger det en riskreduktion inom deponiområdet, men påverkan på miljön kvarstår över tid, varför åtgärds målen ej uppnås. Åtgärderna är kortsiktiga och kräver underhåll och återkommande informationsinsatser, varför dessa åtgärder inte bedöms som lämpliga som ett långsiktigt alternativ. Åtgärderna kan dock föregå och komplettera ett annat åtgärdsalternativ som ger önskad riskreduktion för människa och miljön.

14.2 Värdering av åtgärdsalternativ deponiområdet

Följande kriterier har använts vid värderingen av ovan nämnda åtgärdsalternativ:

- Måluppfyllelse
- Riskreducering
- Landskap
- Naturresurser
- Övriga intressen
- Kostnadsuppskattning

Tabell 9. Sammanställning av åtgärdsalternativ för Sannadeponin

Åtgärds- alternativ	Nollalternativ	Schaktsanering, omhändertagande extern deponi	Skyddsskikt på deponi, ca 70 cm massor	Inneslutning	Anläggningstekniska åtgärder och informationsåtgärder
<i>Mål- uppfyllelse</i>	Nej	Ja	Delvis	Ja	Nej
<i>Risk- reducering</i>	Ingen riskreduktion för människa eller miljön. Nuvarande påverkan kvarstår.	Fullständig och varaktig riskreduktion för avseende exponering från deponin. Dock innebär åtgärdsskedet risker för tillfällig ökad spridning av förorening till grund- och ytvatten.	Varaktig riskreduktion för människor som vistas på deponin. Ingen riskreduktion för miljön, utan spridning av föroreningar från deponin kvarstår.	Hög och varaktig riskreduktion för människor. Riskreduktion för miljön sker och storleken på denna är kopplat till val av barriär och utförande av lakvatten- hantering. Risk för tillfällig ökad spridning av förorening till grundvattnet i åtgärdsskedet (dock är denna mindre än i alternativet schaktsanering).	Om samtliga åtgärder vidtas uppnås riskreduktion för människa. Ingen riskreducering för miljön. Riskreduktionen för människa kan bli kortsiktig, då den kräver aktiva insatser för att uppnå effekt.
<i>Landskap</i>	Ingen påverkan	Ja stor påverkan	Ja, på kort sikt blir deponin synlig, men på lång sikt när växtetablering återställts är påverkan på landskapet mycket liten.	Ja, på kort sikt blir deponin synlig, men om återplantering av trädridå rym runt deponin kommer denna påverkan reduceras över tid	Nej
<i>Natur- resurser</i>	Inga naturresurser krävs	Ja. Omfattande transporter och bruk av arbetsfordon ger stor förbrukning av drivmedel	Stora mängder jordmassor krävs för skyddsskikt med omfattande transporter till platsen	Jordmassor krävs för skyddsskikt ovan tätskikt (duk) eller för tätskikt (lera). Omfattande transporter och bruk av arbetsfordon ger stor förbrukning av drivmedel.	Mycket liten åtgång av naturresurser.

Åtgärds- alternativ	Nollalternativ	Schaktsanering, omhändertagande extern deponi	Skyddsskikt på deponi, ca 70 cm massor	Inneslutning	Anläggningstekniska åtgärder och informationsåtgärder
Övriga intressen	Bör medföra restriktioner då området ej bör användas för friluftsverksa mhet. Allmänhet inklusive barn bör hindras från tillträde. Detaljplan bör ändras.	Området kan användas för annat ändamål framgent inklusive exploatering (förutsatt att avhjälpande- åtgärder vidtas för föroreningsplymen i grundvattnet i området). Stor påverkan på klimatet då detta alternativ kräver hög andel transporter.	Deponiområdet kan användas som friluftsområde utan begränsningar, men inga ingrepp får göras i deponin t ex placering av ledningar eller byggnader i området. Schaktning i området kräver riskbedömning och kontakt med tillsynsmyndighet.	Området kan fortsatt användas för friluftssändamål. Medför restriktioner för schaktning i området för att ej skada tätskikt. Lägre påverkan på klimatet än schaktalternativet, då mindre mängd transporter krävs.	Alternativet kan utföras för att minska risker snabbt och kan med fördel kombineras med ett alternativ som ger varaktig riskreducering.
Kostnads- uppskatt- ning	Ingen kostnad	Mycket höga kostnader	Medelhög kostnad	Hög kostnad	Låg kostnad

14.3 Egenskapsområde 2 – föroreningsplym

14.3.1 Nollalternativ

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas avseende föroreningsituationen i föroreningsplymen.

Positiva konsekvenser:

- Inga åtgärder behöver vidtas och alternativet innebär för närvarande inga kostnader eller åtgång av resurser för utförandet.
- Det ger ingen påverkan på landskapsbilden.

Negativa konsekvenser:

- Alternativet innebär ingen riskreduktion då föroreningsituationen kvarstår
- Pågående spridning av föroreningar till omgivande mark och grundvatten kommer att fortgå.
- Förorenat grundvatten kan fortsätta spridas via dräneringar

Bedömning:

Åtgärds målen bedöms ej uppfyllas om inga riskreducerande åtgärder vidtas eller utökad utredning genomförs som visar att riskerna inom området är acceptabla. Fortsatt exploatering för bostäder inom området bedöms inte vara lämplig sett till osäkerheten med förekommande risker. Fortsatt kontinuerlig avledning av förorenat grundvatten kommer fortgå via dagvattennätet. Nollalternativet, d v s att lämna föroreningsplymen utan åtgärder, är därmed inte ett rimligt alternativ, såvida utökad utredning inte kan visa att plymen kan lämnas utan åtgärder och naturlig nedbrytning av förekommande föroreningar kan fungera inom området.

14.3.2 Avhjälpandeåtgärder

Det finns en rad olika typer av avhjälpandeåtgärder för denna typ av förorenade områden som kan vara mer eller mindre lämpliga samt mer eller mindre kostsamma. Då föroreningssituationen, i första hand för klorerade alifater bedöms vara otillräckligt utredd, är det inte lämpligt att inleda några avhjälpandeåtgärder innan ytterligare undersökning inklusive avgränsning av föroreningsplymen har utförts. Således kommer ytterligare utredning av lämpligt avhjälpandealternativ inte utföras inom ramen för denna rapport. Utökad utredning rekommenderas istället. Utredningen bör dock påbörjas snarast.

Utredning avseende föroreningsplymen ska ta hänsyn till de avhjälpandeåtgärder som beslutas för deponin. Det är viktigt att åtgärder vidtas för deponiområdet för att för att eventuella åtgärder inom plymområdet ska få fullgod effekt, annars riskerar den pågående spridningen av klorerade lösningsmedel från Sannadeponin till föroreningsplymens utbredningsområde att motverka avhjälpandeåtgärderna riktade mot detta område.

14.3.3 Kortsiktiga skyddsåtgärder

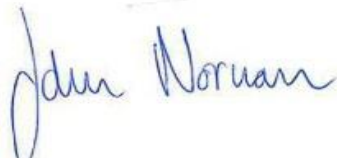
Området söder om deponin, som idag konstaterats vara förorenat samt ett lämpligt skyddsavstånd från detta område beläggs med schaktförbud samt förbud för ytterligare exploatering till dess att avhjälpandeåtgärder eller andra skyddsåtgärder vidtagits för att förhindra spridning av förorening. Brunnsborrning, dräneringar, länshållning av grundvatten och liknande markarbeten ska därmed ej utföras utan föregående riskbedömning och kommunikation med tillsynsmyndigheten inom området.

Den dränering inklusive kringfyllnad kring dräneringsledningen, som idag finns på närliggande industrifastighet Hyveln 1, där förorenat grundvatten avleds till Sjörydsbäcken, är lämplig att tas bort.

14.4 Slutsats åtgärdsutredning

För Sannadeponin bedöms det mest lämpliga alternativet för att uppnå åtgärds målet vara inneslutning av deponin. Det bedöms inte som rimligt att lämna deponin utan åtgärder ur riskhänseende och det bedöms inte som rimligt att schaktsanera området. Att påföra en skyddstäckning motsvarande 70 cm massor är en billigare åtgärd, men medför inte lika omfattande riskreduktion och uppfyllande av åtgärds målen. Vidare är det också en åtgärd som kräver stora insatser och förarbete, liknande de som krävs vid en inneslutning. De extra åtgärder som krävs vid inneslutning bedöms då mer motiverade sett till att denna åtgärd också hanterar spridningen av föroreningar från deponin, vilket enbart skyddstäckning inte gör. De byggnadstekniska åtgärderna och informationsåtgärderna som utgör ett av åtgärdsalternativen föreslås genomföras i lämplig omfattning till dessa att andra riskreducerande åtgärder är på plats för Sannadeponin.

Inga akuta eller påtagliga hälsorisker har kunnat påvisas med pågående markanvändning inom plymområdet. Avhjälpandeåtgärder kan dock komma att vara nödvändiga. Föroreningsplymen bör undersökas vidare för att fastställa de risker som rådande föroreningssituation utgör för människa och miljö. Det är också av vikt att plymen till fullo avgränsas för att rätt åtgärdsinsatser skall kunna genomföras. Inom plymens utbredningsområde är det dock lämpligt att skyndsamt genomföra de kortsiktiga skyddsåtgärder som förslås.

Mitta AB	Skövde 2020-12-18
 Alexandra Frost	 Rebecca Friberg
 John Norman	 Elin Arvidsson Glans

15 REFERENSER

Arbetsmiljöverket. 2015. *Hygieniska gränsvärden*. AFS 2015:7.

Arbets- och miljömedicin, Uppsala universitet. *Krom*. Tillgängligt på internet: <http://www.ammupsala.se/krom> [Hämtad 2020-11-13].

Giftinformation. *Barium*. Tillgängligt på internet: <https://giftinformation.se/lakare/substanser/barium/>. [Hämtad 2020-11-13].

Hållbar sanering. 2007. *Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod*. Rapport 5663. Februari 2007.

Lantmäteriet. Kartsök och ortnamn. Tillgänglig på internet: <https://kso.etjanster.lantmateriet.se/> [Hämtad 2020-11-13]

Länsstyrelsen. EBH-kartan. Tillgänglig på internet: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c> [Hämtad 2020-11-13].

Länsstyrelsen. Informationskartan Västra Götaland. Tillgänglig på internet: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=023f6dde755f41c5a719b111ddfb80ed> [Hämtad 2020-11-13].

Mitta AB. 2020. *Sannadeponin, Hjo kommun. Föroreningssituationen i närområdet*. Rapport 200703.

Mitta AB. 2020a. *Sannadeponin, Hjo kommun. Geologisk och hydrogeologisk undersökning*. Rapport 200526.

Mitta AB. 2019b. *Kartläggning av deponins utbredning och skyddstäckning. Hjo kommun*. Rapport 181005 rev B 190910.

Naturvårdsverket. 2013. *Karakterisering av PCB och PCDD/F i Östersjöns ytsediment*. Rapport 6581.

Naturvårdsverket. 2009a, *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Naturvårdsverkets rapport 5976.

Naturvårdsverket. 2007. *Klorerade lösningsmedel*. Naturvårdsverkets rapport 5663.

Naturvårdsverket. 2006. *Metallers mobilitet i mark*. Hållbar sanering, Rapport 5536.

Naturvårdsverket. *Bly*. Tillgängligt på internet: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Bly-Pb/>. [Hämtad 2020-11-13].

Naturvårdsverket. *Kadmium*. Tillgängligt på internet:
<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kadmium/>. [Hämtad 2020-02-15].

Naturvårdsverket. *Oavsiktligt bildade ämnen*. Tillgängligt online:
<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Oavsiktligt-bildade-miljogifter/> [Hämtad 2020-11-13].

Naturvårdsverket. Kartverktyg Skyddad natur. Tillgänglig på internet:
<https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/> [Hämtad 2018-10-05]

Naturvårdsverket. Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark. Version 2.0.1. Tillgängligt på internet:
<https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarde-for-foroerad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarde/> [Hämtad 2020-12-16]

Plankarta, Detaljplan för Kv Kättingen m.fl., Hjo kommun. 1990-10-26.

Plankarta, Detaljplan för Del av Norr 3:59 mm (Sveavägen), Hjo kommun. 1992-10-28.

RIVM, 2013. The Dutch Institute for Public Health and the Environment. Soil Remediation Circular.

SGU. Kartvisare Jordarter 1:25 000–1:100 000. Tillgänglig på internet:
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [Hämtad 2020-11-13]

SGU. *Arsenik i brunnsvatten*. Tillgängligt på internet:
<https://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/anlaggning-av-brunn/arsenik-i-brunnsvatten/> [Hämtad 2020-11-13].

Stadsplanekarta, Norra Almedal, STG 219 m.fl, Hjo kommun. Fastställd 1982-03-29

Sweco Environment AB. *Hyvlen 1 – MIFO fas 2. Redovisning av miljöteknisk undersökning och och Mifo fas 2*. 2017-09-08 rev. 2017-09-14

VISS Vatteninformationssystem Sverige. Vattenkartan. Tillgänglig på internet:
<https://extgeoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399> [Hämtad 2020-11-13]

Vätternvårdsförbundet. <https://www.vattern.org/> [Hämtad 2020-03-10]

Viak AB. *Hjo kommun. Sanna avfallsupplag. Mätning av metangashalt vid upplagsöveryta*. 1983-08-04.

World health organisation. *Arsenic*. Tillgängligt på internet:
<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> [Hämtad 2020-11-13].

World Health Organisation. *Lead*. Tillgänglig på internet:
https://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/lead/en/ [Hämtad 2020-11-13].

World Health Organisation. 2003. *Zinc in drinking-water*.

World Health Organisation. *Dioxins and their effects on human health*.
Tillgängligt på internet: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health> [Hämtad 2020-11-13].

UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets

User Selected Options

Date/Time of Computation ProUCL 5.12020-12-15 19:38:47
From File WorkSheet.xls
Full Precision ON
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

As

General Statistics

Total Number of Observations	18,000000	Number of Distinct Observations	11,000000
		Number of Missing Observations	0
Minimum	1,000000	Mean	10,844444
Maximum	71,000000	Median	2,900000
SD	17,136844	Std. Error of Mean	4,0391930
Coefficient of Variation	1,5802418	Skewness	2,8471451

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,6222612
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2828280
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 17,871052

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 20,384658
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 18,322821

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 1,3647084
5% A-D Critical Value 0,7898410
K-S Test Statistic 0,2918993
5% K-S Critical Value 0,2133975

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 0,6159721	k star (bias corrected MLE) 0,5503471
Theta hat (MLE) 17,605415	Theta star (bias corrected MLE) 19,704735
nu hat (MLE) 22,174996	nu star (bias corrected) 19,812497
MLE Mean (bias corrected) 10,844444	MLE Sd (bias corrected) 14,618034
	Approximate Chi Square Value (0,0500) 10,713031
Adjusted Level of Significance 0,0357400	Adjusted Chi Square Value 10,074021

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 20,055530 95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 21,327682

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,8164972
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2913923
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 0
Maximum of Logged Data 4,2626799

Mean of logged Data 1,3844258
SD of logged Data 1,4817714

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 40,657420
95% Chebyshev (MVUE) UCL 29,854966
99% Chebyshev (MVUE) UCL 54,413153

90% Chebyshev (MVUE) UCL 23,886044
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 38,139598

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 17,488326
95% Standard Bootstrap UCL 17,102858
95% Hall's Bootstrap UCL 45,222833
95% BCA Bootstrap UCL 20,747222
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 22,962023
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 36,069196

95% Jackknife UCL 17,871052
95% Bootstrap-t UCL 26,061593
95% Percentile Bootstrap UCL 17,955556

95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 28,450878
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 51,033907

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 28,450878

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Pb

General Statistics

Total Number of Observations 18,000000
Minimum 2,9000000
Maximum 1700,0000
SD 415,37211
Coefficient of Variation 1,3930351

Number of Distinct Observations 18,000000
Number of Missing Observations 0
Mean 298,17778
Median 200,00000
Std. Error of Mean 97,904146
Skewness 2,4419198

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,7070225
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2385808

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 468,49249

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 519,42688

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 477,88421

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,6976606

5% A-D Critical Value 0,8057012

K-S Test Statistic 0,1812936

5% K-S Critical Value 0,2158572

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 0,4734326

Theta hat (MLE) 629,82095

nu hat (MLE) 17,043574

MLE Mean (bias corrected) 298,17778

Adjusted Level of Significance 0,0357400

k star (bias corrected MLE) 0,4315642

Theta star (bias corrected MLE) 690,92332

nu star (bias corrected) 15,536312

MLE Sd (bias corrected) 453,89204

Approximate Chi Square Value (0,0500) 7,6360764

Adjusted Chi Square Value 7,1087251

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 606,67058

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 651,67562

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,8972306

5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000

Lilliefors Test Statistic 0,2382033

5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 1,0647107

Maximum of Logged Data 7,4383835

Mean of logged Data 4,3445603

SD of logged Data 2,0779044

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 6302,3159

95% Chebyshev (MVUE) UCL 1772,0408

99% Chebyshev (MVUE) UCL 3408,2713

90% Chebyshev (MVUE) UCL 1374,3513

97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 2324,0183

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 459,21577

95% Standard Bootstrap UCL 455,49762

95% Hall's Bootstrap UCL 1158,7401

95% BCA Bootstrap UCL 543,03889

95% Jackknife UCL 468,49249

95% Bootstrap-t UCL 586,90681

95% Percentile Bootstrap UCL 465,15556

90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 591,89021
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 909,58897

95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 724,93205
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 1272,3117

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 651,67562

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cd

General Statistics

Total Number of Observations	18,000000	Number of Distinct Observations	11,000000
		Number of Missing Observations	0
Minimum	0,1000000	Mean	6,8877778
Maximum	100,00000	Median	0,5150000
SD	23,300991	Std. Error of Mean	5,4920963
Coefficient of Variation	3,3829476	Skewness	4,2042789

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,3066599
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,4835512
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 16,441865

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 21,736795

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 17,348938

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 2,1642341
5% A-D Critical Value 0,8438986
K-S Test Statistic 0,2848448
5% K-S Critical Value 0,2210091

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	0,2961226	k star (bias corrected MLE)	0,2838059
Theta hat (MLE)	23,259883	Theta star (bias corrected MLE)	24,269325
nu hat (MLE)	10,660415	nu star (bias corrected)	10,217012
MLE Mean (bias corrected)	6,8877778	MLE Sd (bias corrected)	12,929104
Adjusted Level of Significance	0,0357400	Approximate Chi Square Value (0,0500)	4,0778502
		Adjusted Chi Square Value	3,7121742

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 17,257257

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 18,957222

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,8494177
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2188203
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data -2,302585
Maximum of Logged Data 4,6051702

Mean of logged Data -0,403847
SD of logged Data 1,9905121

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 38,535479
95% Chebyshev (MVUE) UCL 12,912548
99% Chebyshev (MVUE) UCL 24,689881

90% Chebyshev (MVUE) UCL 10,050041
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 16,885597

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 15,921472
95% Standard Bootstrap UCL 15,934045
95% Hall's Bootstrap UCL 58,440051
95% BCA Bootstrap UCL 23,668333
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 23,364067
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 41,185908

95% Jackknife UCL 16,441865
95% Bootstrap-t UCL 99,415184
95% Percentile Bootstrap UCL 17,772778
95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 30,827270
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 61,533446

Suggested UCL to Use

99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 61,533446

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Co

General Statistics

Total Number of Observations 18,000000
Minimum 0,9700000
Maximum 27,000000
SD 7,5412641
Coefficient of Variation 1,0836015

Number of Distinct Observations 17,000000
Number of Missing Observations 0
Mean 6,9594444
Median 4,2500000
Std. Error of Mean 1,7774930
Skewness 2,0161027

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,7045051

Shapiro Wilk GOF Test

5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2537500
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 10,051583

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 10,785697

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 10,192361

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,7620309

5% A-D Critical Value 0,7596838

K-S Test Statistic 0,1681022

5% K-S Critical Value 0,2079632

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 1,3341157

Theta hat (MLE) 5,2165226

nu hat (MLE) 48,028164

MLE Mean (bias corrected) 6,9594444

Adjusted Level of Significance 0,0357400

k star (bias corrected MLE) 1,1488001

Theta star (bias corrected MLE) 6,0580118

nu star (bias corrected) 41,356803

MLE Sd (bias corrected) 6,4931038

Approximate Chi Square Value (0,0500) 27,617411

Adjusted Chi Square Value 26,541035

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 10,421700

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 10,844354

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9537642

5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000

Lilliefors Test Statistic 0,1238755

5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data -0,030459

Maximum of Logged Data 3,2958369

Mean of logged Data 1,5206540

SD of logged Data 0,9054580

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 11,945730

95% Chebyshev (MVUE) UCL 13,499091

99% Chebyshev (MVUE) UCL 22,235663

90% Chebyshev (MVUE) UCL 11,375648

97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 16,446348

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 9,8831602

95% Standard Bootstrap UCL 9,7439771

95% Jackknife UCL 10,051583

95% Bootstrap-t UCL 13,924404

95% Hall's Bootstrap UCL	24,636555	95% Percentile Bootstrap UCL	9,7666667
95% BCA Bootstrap UCL	10,750000		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	12,291923	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	14,707357
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	18,059885	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	24,645276

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 10,844354

When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test

When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cu

General Statistics

Total Number of Observations	18,000000	Number of Distinct Observations	17,000000
		Number of Missing Observations	0
Minimum	2,8000000	Mean	258,59444
Maximum	1500,0000	Median	64,500000
SD	399,20632	Std. Error of Mean	94,093833
Coefficient of Variation	1,5437544	Skewness	2,2281203

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0,6850300
5% Shapiro Wilk Critical Value	0,8970000
Lilliefors Test Statistic	0,2910091
5% Lilliefors Critical Value	0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 422,28071

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	466,16625
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	430,51663

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0,4809282
5% A-D Critical Value	0,8071940
K-S Test Statistic	0,1926014
5% K-S Critical Value	0,2160601

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	0,4663138	k star (bias corrected MLE)	0,4256319
Theta hat (MLE)	554,55029	Theta star (bias corrected MLE)	607,55425
nu hat (MLE)	16,787296	nu star (bias corrected)	15,322747

MLE Mean (bias corrected) 258,59444
Adjusted Level of Significance 0,0357400

MLE Sd (bias corrected) 396,37123
Approximate Chi Square Value (0,0500) 7,4865890
Adjusted Chi Square Value 6,9651759

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 529,26336 95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 568,88401

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9482730
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,1537007
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 1,0296194
Maximum of Logged Data 7,3132204

Mean of logged Data 4,1781994
SD of logged Data 1,9674300

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 3442,4636
95% Chebyshev (MVUE) UCL 1205,8468
99% Chebyshev (MVUE) UCL 2301,8862

90% Chebyshev (MVUE) UCL 939,45196
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 1575,5924

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 413,36503
95% Standard Bootstrap UCL 410,14949
95% Hall's Bootstrap UCL 1111,0563
95% BCA Bootstrap UCL 472,48333
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 540,87594
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 846,21024

95% Jackknife UCL 422,28071
95% Bootstrap-t UCL 603,45903
95% Percentile Bootstrap UCL 419,73333
95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 668,73995
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 1194,8163

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 568,88401

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cr

General Statistics

Total Number of Observations 18,000000
Minimum 1,7000000
Maximum 230,00000

Number of Distinct Observations 17,000000
Number of Missing Observations 0
Mean 40,505556
Median 12,700000

SD 58,080183
Coefficient of Variation 1,4338819

Std. Error of Mean 13,689630
Skewness 2,3173906

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,6965858
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2520229
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 64,320129

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 71,012779

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 65,566374

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,8614161
5% A-D Critical Value 0,7877229
K-S Test Statistic 0,2530101
5% K-S Critical Value 0,2130471

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 0,6398458
Theta hat (MLE) 63,305182
nu hat (MLE) 23,034449
MLE Mean (bias corrected) 40,505556
Adjusted Level of Significance 0,0357400

k star (bias corrected MLE) 0,5702419
Theta star (bias corrected MLE) 71,032236
nu star (bias corrected) 20,528708
MLE Sd (bias corrected) 53,639539
Approximate Chi Square Value (0,0500) 11,241825
Adjusted Chi Square Value 10,585288

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 73,967237

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 78,554942

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9174772
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2256608
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 0,5306283
Maximum of Logged Data 5,4380793

Mean of logged Data 2,7447960
SD of logged Data 1,4814674

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 158,32728
95% Chebyshev (MVUE) UCL 116,30155
99% Chebyshev (MVUE) UCL 211,96129

90% Chebyshev (MVUE) UCL 93,051245
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 148,57208

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 63,022994	95% Jackknife UCL 64,320129
95% Standard Bootstrap UCL 62,281393	95% Bootstrap-t UCL 80,706287
95% Hall's Bootstrap UCL 147,86626	95% Percentile Bootstrap UCL 63,994444
95% BCA Bootstrap UCL 71,388889	
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 81,574447	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 100,17727
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 125,99727	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 176,71566

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 100,17727

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Hg

General Statistics

Total Number of Observations 18,000000	Number of Distinct Observations 18,000000
	Number of Missing Observations 0
Minimum 0,0050000	Mean 0,1482778
Maximum 0,6400000	Median 0,0815000
SD 0,1735128	Std. Error of Mean 0,0408974
Coefficient of Variation 1,1701873	Skewness 1,6548256

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,7888409
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2467753
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 0,2194231

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 0,2325927
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 0,2220817

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,6668576
5% A-D Critical Value 0,7769114
K-S Test Statistic 0,2421995
5% K-S Critical Value 0,2112479

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 0,7728777

k star (bias corrected MLE) 0,6811018

Theta hat (MLE) 0,1918515
nu hat (MLE) 27,823599
MLE Mean (bias corrected) 0,1482778
Adjusted Level of Significance 0,0357400

Theta star (bias corrected MLE) 0,2177028
nu star (bias corrected) 24,519666
MLE Sd (bias corrected) 0,1796677
Approximate Chi Square Value (0,0500) 14,244521
Adjusted Chi Square Value 13,495307

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 0,2552365 95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 0,2694064

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9345026
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,1995578
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data -5,298317
Maximum of Logged Data -0,446287

Mean of logged Data -2,680091
SD of logged Data 1,3976595

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 0,5499982
95% Chebyshev (MVUE) UCL 0,4428419
99% Chebyshev (MVUE) UCL 0,7983794

90% Chebyshev (MVUE) UCL 0,3564277
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 0,5627814

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 0,2155479
95% Standard Bootstrap UCL 0,2131520
95% Hall's Bootstrap UCL 0,2760418
95% BCA Bootstrap UCL 0,2323889
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 0,2709698
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 0,4036817

95% Jackknife UCL 0,2194231
95% Bootstrap-t UCL 0,2560808
95% Percentile Bootstrap UCL 0,2209444
95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 0,3265452
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 0,5552013

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 0,2694064

When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test

When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

General Statistics

Total Number of Observations	18,000000	Number of Distinct Observations	15,000000
		Number of Missing Observations	0
Minimum	1,4000000	Mean	23,194444
Maximum	91,000000	Median	9,1000000
SD	25,671281	Std. Error of Mean	6,0507790
Coefficient of Variation	1,1067858	Skewness	1,2869902

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0,8112139
5% Shapiro Wilk Critical Value	0,8970000
Lilliefors Test Statistic	0,2460151
5% Lilliefors Critical Value	0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 33,720420

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 35,108330

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 34,026334

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0,8605409
5% A-D Critical Value	0,7747666
K-S Test Statistic	0,2241698
5% K-S Critical Value	0,2108718

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	0,8201200	k star (bias corrected MLE)	0,7204704
Theta hat (MLE)	28,281768	Theta star (bias corrected MLE)	32,193473
nu hat (MLE)	29,524321	nu star (bias corrected)	25,936934
MLE Mean (bias corrected)	23,194444	MLE Sd (bias corrected)	27,325990
		Approximate Chi Square Value (0,0500)	15,330792
Adjusted Level of Significance	0,0357400	Adjusted Chi Square Value	14,550453

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	39,240816	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	41,345294
---	-----------	---	-----------

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0,9084579
5% Shapiro Wilk Critical Value	0,8970000
Lilliefors Test Statistic	0,2007856
5% Lilliefors Critical Value	0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	0,3364722	Mean of logged Data	2,4225980
Maximum of Logged Data	4,5108595	SD of logged Data	1,3224086

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 73,942283
95% Chebyshev (MVUE) UCL 64,075539
99% Chebyshev (MVUE) UCL 114,29371

90% Chebyshev (MVUE) UCL 51,869901
97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 81,016491

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 33,147090	95% Jackknife UCL 33,720420
95% Standard Bootstrap UCL 32,849659	95% Bootstrap-t UCL 37,238363
95% Hall's Bootstrap UCL 36,198088	95% Percentile Bootstrap UCL 33,572222
95% BCA Bootstrap UCL 35,555556	
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 41,346781	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 49,569179
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 60,981547	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 83,398935

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 49,569179

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

V

General Statistics

Total Number of Observations 18,000000	Number of Distinct Observations 16,000000
	Number of Missing Observations 0
Minimum 3,9000000	Mean 18,311111
Maximum 65,000000	Median 12,000000
SD 15,091598	Std. Error of Mean 3,5571238
Coefficient of Variation 0,8241771	Skewness 2,0310167

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,7770227
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,2235430
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 24,499108

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 25,981578
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 24,782916

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,5743694
5% A-D Critical Value 0,7515718
K-S Test Statistic 0,1899834

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

5% K-S Critical Value 0,2061195 Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 2,1542493	k star (bias corrected MLE) 1,8322448
Theta hat (MLE) 8,4999962	Theta star (bias corrected MLE) 9,9938125
nu hat (MLE) 77,552976	nu star (bias corrected) 65,960813
MLE Mean (bias corrected) 18,311111	MLE Sd (bias corrected) 13,527668
	Approximate Chi Square Value (0,0500) 48,271848
Adjusted Level of Significance 0,0357400	Adjusted Chi Square Value 46,820207

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 25,021122 **95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 25,796891**

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9637733
5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000
Lilliefors Test Statistic 0,1524945
5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 1,3609766	Mean of logged Data 2,6578058
Maximum of Logged Data 4,1743873	SD of logged Data 0,7044695

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 26,822395	90% Chebyshev (MVUE) UCL 27,505118
95% Chebyshev (MVUE) UCL 31,818934	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 37,806342
99% Chebyshev (MVUE) UCL 49,567447	

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 24,162059	95% Jackknife UCL 24,499108
95% Standard Bootstrap UCL 24,065508	95% Bootstrap-t UCL 28,302606
95% Hall's Bootstrap UCL 49,205310	95% Percentile Bootstrap UCL 24,511111
95% BCA Bootstrap UCL 26,194444	
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 28,982483	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 33,816254
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 40,525342	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 53,704046

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 25,796891

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Zn

General Statistics

Total Number of Observations	18,000000	Number of Distinct Observations	16,000000
		Number of Missing Observations	0
Minimum	13,000000	Mean	1347,8889
Maximum	11000,000	Median	350,00000
SD	2618,5590	Std. Error of Mean	617,20028
Coefficient of Variation	1,9427113	Skewness	3,2966144

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0,5476708
5% Shapiro Wilk Critical Value	0,8970000
Lilliefors Test Statistic	0,3154878
5% Lilliefors Critical Value	0,2018000

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 2421,5747

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 2875,5276

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 2501,5041

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0,5574632

5% A-D Critical Value 0,8148326

K-S Test Statistic 0,1624682

5% K-S Critical Value 0,2170982

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 0,4298874

Theta hat (MLE) 3135,4464

nu hat (MLE) 15,475946

MLE Mean (bias corrected) 1347,8889

Adjusted Level of Significance 0,0357400

k star (bias corrected MLE) 0,3952765

Theta star (bias corrected MLE) 3409,9896

nu star (bias corrected) 14,229955

MLE Sd (bias corrected) 2143,8953

Approximate Chi Square Value (0,0500) 6,7290766

Adjusted Chi Square Value 6,2386782

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 2850,3760

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 3074,4331

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0,9581156

5% Shapiro Wilk Critical Value 0,8970000

Lilliefors Test Statistic 0,1439589

5% Lilliefors Critical Value 0,2018000

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 2,5649494

Maximum of Logged Data 9,3056506

Mean of logged Data 5,6931631

SD of logged Data 1,9730161

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 16002,714	90% Chebyshev (MVUE) UCL 4319,8160
95% Chebyshev (MVUE) UCL 5546,0898	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL 7248,1103
99% Chebyshev (MVUE) UCL 10591,400	

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 2363,0930	95% Jackknife UCL 2421,5747
95% Standard Bootstrap UCL 2347,7942	95% Bootstrap-t UCL 4155,8078
95% Hall's Bootstrap UCL 6074,4267	95% Percentile Bootstrap UCL 2512,5556
95% BCA Bootstrap UCL 2927,3889	
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 3199,4897	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 4038,2025
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 5202,3034	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 7488,9542

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 3074,4331

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: Sannadeponin Egenskapsområde 1

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	18	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Bly	120	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Kadmium	1,2	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kobolt	18	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Koppar	180	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Krom tot	150	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kvikksilver	0,18	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Molybden	7,0	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Nickel	35	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Vanadin	150	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PCB-7	0,050	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Trikloreten	0,15	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Dioxin (TCDD-ekv)	0,000050	mg/kg	Skydd av grundvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	ideponin Egenskapsom	MKM		
Inandning av ånga	beaktas ej	beaktas		Området hyser inga byggnader och inandning av ånga är ej aktuell. (obl)
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas ej		Dricksvatten tas ej ut från området. (frv)
Intag av växter	beaktas	beaktas ej		Ett litet intag av bär och svamp kan ske från området (1% av växtintaget har satts som möjlig). (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	60	60	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (frv)
Exp.tid vuxna - intag av jord	60	200	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	60	60	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (frv)

Utagsrapport

Generellt scenario:

MKM

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Eget scenario:

Sannadeponin Egenskapsområde 1

Beskrivning

Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	60	90	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	60	60	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (frv)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	60	200	dag/år	Uppskattad maximal vistelsetid för besökare, barn såsom vuxna, har satts till 60 dagar per år. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Området hyser inga byggnader och inandning av damm vid inomhusvistelse är ej aktuell. (obl)
Konsumtion av växter - barn	0,25	0	kg/dag	Ett litet intag av bär och svamp kan ske från området (1% av växtintaget har satts som möjligt dagligt intag). (obl)
Konsumtion av växter - vuxna	0,4	0	kg/dag	Ett litet intag av bär och svamp kan ske från området (1% av växtintaget har satts som möjligt dagligt intag). (obl)
Andel växter från odling på plats	0,001	0	-	Ett litet intag av bär och svamp kan ske från området (1% av växtintaget har satts som möjligt dagligt intag). (obl)
Längd på förorenat område	200	50	m	Området beräknas vara ca 200 m långt. (obl)
Bredd på förorenat område	260	50	m	Området beräknas vara ca 260 m brett. (obl)
Grundvattenbildning	62	100	mm/år	Angiven grundvattenbildningen har tagits fram från genomförd hydrologisk utredning. (obl)

Avvikelser i modellparametrar

Eget värde

Standardvärde

Kommentarer till modellparametrar (frv)

Inga avvikelser i modellparametrar.

-

-

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.