



Nr U 6566
Mars 2022

B10: PM – Stoft och partiklar i luft

På uppdrag av Copperstone Viscaria AB

Ågot Watne och Emelie Johansson



Författare: Ågot Watne och Emelie Johansson

På uppdrag av: Copperstone Viscaria AB

Rapportnummer U 6566

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2022

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
1. Inledning	5
2. Syfte	5
3. Bakgrund.....	5
4. Metod	5
4.1 Områdesbeskrivning.....	5
4.2 Luftkvalitetsmätningar	6
4.3 Spridningsberäkningar.....	7
4.4 Miljökvalitetsnormer och nationella miljökvalitetsmål.....	7
4.5 Bedömningsgrunder fallande stoft.....	8
5. Meteorologi	9
6. Nulägesbeskrivning av luftmiljön	11
6.1 Uppmätta halter av partiklar	11
6.2 Partikeldeposition/nersmutsning	12
6.3 Uppmätta halter av metaller	12
6.4 Uppmätta halter av NO ₂	13
6.5 Uppmätta halter av SO ₂	13
7. Spridningsberäkningar av diffus damning	13
7.1 Meteorologi.....	14
7.2 Emissioner/antagande	14
7.2.1 Vägar	16
7.2.2 Dagbrott.....	17
7.2.3 Gråbergsdeponier	18
7.2.4 Gråbergsupplag.....	19
7.2.5 Mobilkross	19
7.2.6 Malmupplag	19
7.2.7 Sandmagasin	20
7.2.8 Klarningsdamm	20
8. Resultat	21
8.1 Övergripande analys av miljöpåverkan med avseende på luft	21
8.2 Diffus damning	21
8.2.1 Källbidragsberäkning.....	21
8.2.2 Haltbidragsberäkning.....	22
9. Diskussion	25
Referenser.....	27
Bilaga B10:1 – Beräkningsprogrammet ADMS	28

Sammanfattning

Copperstone Viscaria AB avser att återuppta gruvverksamheten vid den före detta Viscariagruvan, Kiruna kommun. Inför kommande tillståndsansökan har IVL Svenska Miljöinstitutet fått uppdraget att göra en beskrivning av miljöpåverkan med avseende på luftföroreningar.

Diffus damning (partiklar) bedöms vara den största källan till luftutsläpp från Copperstone Viscaria AB. Spridningsberäkningar av diffus damning visar att haltbidraget från verksamheten till omgivningarna är relativt lågt. Luftkvalitetsmätningar vid Centralskolan i Kiruna visar att både års- och dygnsmedelhalter av PM₁₀ ligger långt under miljökvalitetsnormer (MKN), och att det därmed i nuläget föreligger låg risk för överskridande av MKN i omgivningarna till Copperstone Viscaria AB:s planerade verksamhet. Detsamma gäller för miljömålet, som 2019 överskreds under 15 dygn, vilket innebär att det även där finns en marginal upp till de tillåtna 35 dyggen. Ett tillskott av partiklar från den planerade verksamheten vid Viscaria medför en minskad marginal för att miljökvalitetsnormen och miljömålen klaras, men genom de åtgärder som föreslagits bedöms det kumulativa bidraget vara litet.

Beräkningarna visar en stor potential för minskning av transportrelaterad damning, där till exempel vatten-begjutning av vägar minskar emissioner från transporter markant. Inbyggnation och övertäckning av lastning, lossning och krossning är effektiva åtgärder för att minska emissionerna från diffus damning. För att minska påverkan på närmiljön bör emissionssänkande åtgärder prioriteras på platser där det är störst risk för att utsläppen kommer leda till ett halt- och depositionsbidrag utanför själva verksamhetsområdet.

1. Inledning

Copperstone Viscaria AB avser att återuppta gruvverksamheten vid den före detta Viscariagruvan, Kiruna kommun. Inför kommande tillståndsansökan har IVL Svenska Miljöinstitutet fått uppdraget att göra en beskrivning av miljöpåverkan med avseende på luft.

2. Syfte

Syftet är att ta fram en beskrivning av nuläget för att ha en baslinje som kan jämföras med nollalternativet och tillståndsalternativet, vilket kommer att användas för att bedöma vilken miljöpåverkan avseende utsläpp till luft som koppargruvan kan komma att orsaka.

3. Bakgrund

Luftföroreningar påverkar människors hälsa och kan påverka miljön, och kan därför medföra samhällsekonomiska kostnader. Den planerade verksamheten kommer att bidra till utsläpp av luftföroreningar, vilket kan leda till sämre luftkvalitet i närområdet. För att minimera påverkan verksamheten kommer ha på luftkvaliteten, behövs åtgärder för att reducera emissionerna av luftföroreningar.

I direkt anslutning till Copperstone Viscaria AB ligger LKAB. LKAB:s verksamhet är av liknade karaktär och påverkar redan i dag luftmiljön i Kiruna. För att göra en bedömning av Copperstone Viscaria AB:s verksamhet är det därför av intresse att undersöka de kumulativa bidragen till luftföroreningshalter från verksamheten.

4. Metod

En områdesbeskrivning och en övergripande beskrivning av de bedömningsgrunder som använts för utvärdering av resultaten, med avseende på utsläpp och halter av luftföroreningar beskrivs nedan. Beräkningar av utsläpp beskrivs också.

4.1 Områdesbeskrivning

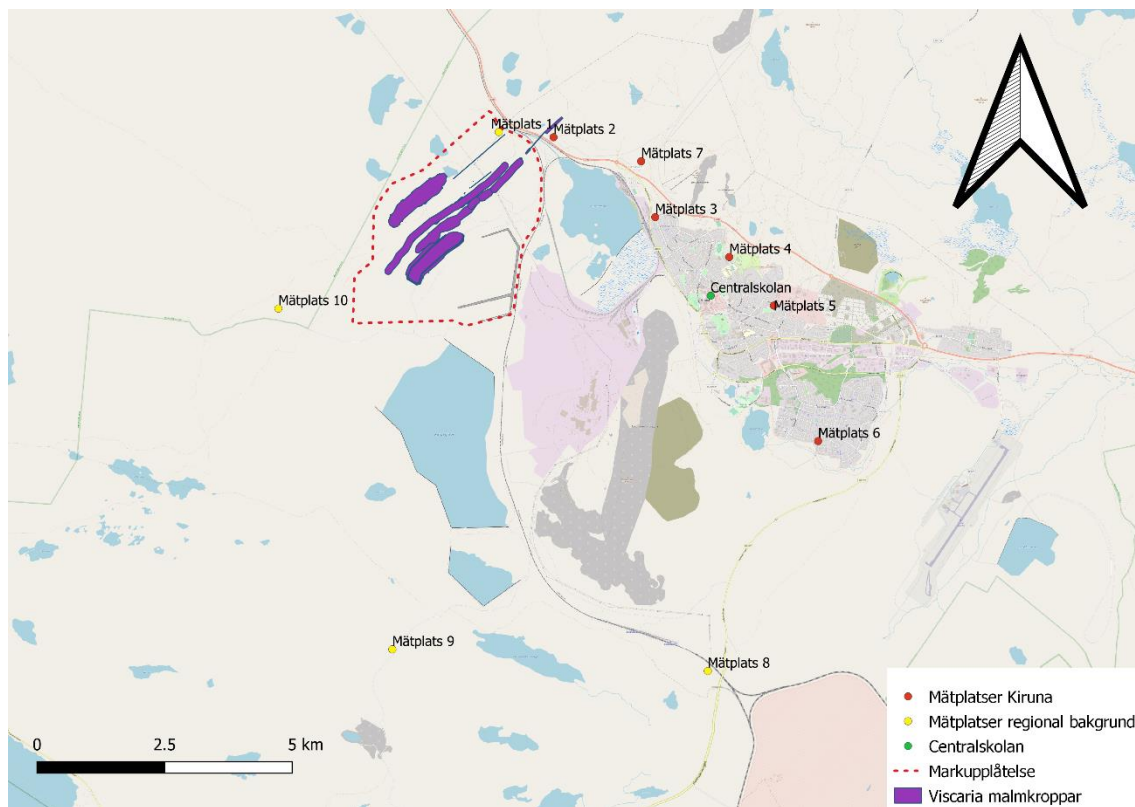
De planerade verksamhetsområdet är lokaliserat cirka 3 km nordväst om Kiruna samhälle i Kiruna kommun, Norrbottens län. Närmaste annan bebyggelse där människor förväntas vistas under längre tid ligger på ett avstånd om ca 500 m från det planerade verksamhetsområdet. Närmaste bostadsbebyggelse ligger i Karhuniemi på ett avstånd om ca 1,5 km nordost om det planerade verksamhetsområdet. LKAB har verksamhet direkt öster om det planerade området. Den aktuella malmen innehåller framför allt koppar, men även järn. Malmen planeras att brytas i dagbrott och under jord, där dagbrott genererar mer utsläpp till luft. För att inte riskera att räkna utsläppen för lågt, kommer all produktion antas ske i dagbrott.

4.2 Luftkvalitetsmätningar

Nulägesbeskrivningen av luftmiljön baseras på mätresultat från Avalons Air Quality Survey (Avalon Minerals, 2020) samt luftmätningar vid Centralskolan i Kiruna 2019 utförda av IVL på uppdrag av LKAB. Genom att sammanställa dessa data ges en bra bild av nuläget med hänsyn till luftkvalitet. Figur 1 visar placeringen av de olika mätplatserna.

För Avalons Air Quality Survey genomfördes mätningar under perioden november 2015 till juli 2017. Det mättes totalt på 10 platser varav 6 platser var i Kiruna och 4 var regionala bakgrundsplatser. Resultaten från mätningarna redovisas främst som månadsmedel förutom för mätningar av partiklar där även dygnsmedel redovisas.

Vid Centralskolan i Kiruna genomfördes det från 4 januari 2019 till 31 december 2019 kontinuerliga mätningar av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀ och PM_{2.5}). Svaveldioxid och metaller mättes med passiva metoder och redovisas som månadsmedel.



Figur 1. Placering av mätpunkter i Avalons studie (röda punkter är mätplatser i Kiruna och gula punkter är mätplatser för regional bakgrund), placering av Centralskolan (grön punkt), markupplåtelse (röd streckad linje) och placering av Viscaria malmkroppar (lila fält).

4.3 Spridningsberäkningar

Emissioner av partiklar från diffus damning och resuspension kommer ge den största effekten på luftmiljön av den planerade verksamheten. För att undersöka vilka partikelhalter som förekommer i Copperstone Viscaria AB:s närområde har spridningsberäkningar genomförts avseende diffus damning från verksamheten. Med hjälp av spridningsmodellering har den totala partikelhalten, partikelhaltbidrag från Copperstone Viscaria AB:s anläggning samt i närområdet beräknats, se resultat i avsnitt 8 (övriga utsläpp från förbränningsmotorer och biopanna har också beräknats).

För att kunna genomföra en tillförlitlig spridningsberäkning krävs information om emissioner, meteorologi samt topografi och markanvändning. I detta projekt har spridningsmodellen ADMS 5.2 använts för att genomföra beräkningarna, se Bilaga B10:1.

Spridningsberäkningarna utfördes för bedömning av halter vid 2 meters höjd, med en upplösning av 86,5 m x 83 m.

4.4 Miljökvalitetsnormer och nationella miljökvalitetsmål

Miljökvalitetsnormer (MKN) är en av flera olika typer av regleringar som finns i miljöbalken och som ska bidra till att uppnå miljöbalkens syfte om att skydda människors hälsa och miljön. De baseras huvudsakligen på krav enligt EU-rätten. Regeringen har utfärdat en förordning med MKN för utomhusluft, luftkvalitetsförordningen (2010:477). Det finns MKN för kvävedioxid/kväveoxider, svaveldioxid (SO₂), partiklar (PM₁₀/PM_{2,5}), marknära ozon, bensen, kolmonoxid, arsenik (As), kadmium (Cd), nickel (Ni), bly (Pb) och bens(a)pyren (B(a)P). Det är dock viktigt att komma ihåg att hälsoeffekter förekommer även vid halter under normnivåerna. Det är därför av stor vikt att alltid sträva efter lägre föroreningshalter.

Riksdagen har antagit miljökvalitetsmål inom sexton områden. Syftet med miljökvalitetsmålen är att nå en miljömässigt hållbar utveckling på lång sikt. Miljökvalitetsmålet "Frisk luft" är det mål som ska vara vägledande i luftkvalitetsarbetet, och innehåller preciseringar som beslutats av riksdagen. Preciseringarna bygger på de hälsobaserade riktvärden som tagits fram av Världshälsoorganisationen (WHO). Riksdagens definition av målet Frisk Luft är att "luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas".

Gräns- och målvärdesnormerna för MKN samt miljömålkvalitetsmålets preciseringar för relevanta föroreningar redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer (MKN) och miljökvalitetsmålets preciseringar (miljömål) för NO₂, SO₂, partiklar, As, Cd, Ni och Pb.

Ämne	Norm	MKN (µg/m ³)	Miljömål (µg/m ³)
Kvävedioxid (NO ₂)	98-percentil (timmedelvärde)*	90	60
	98-percentil (dygnsmedelvärde)**	60	
	Årsmedelvärde	40	20
Svaveldioxid (SO ₂)	98-percentil (timmedelvärde)*	200	-
	98-percentil (dygnsmedelvärde)**	100	-
Partiklar (PM ₁₀)	90-percentil (dygnsmedelvärde)***	50	30
	Årsmedelvärde	40	15
Partiklar (PM _{2.5})	Årsmedelvärde	25	10
	Dygnsmedelvärde	-	25
Arsenik (As)	Årsmedelvärde	6 ng/m ³	-
Kadmium (Cd)	Årsmedelvärde	5 ng/m ³	-
Nickel (Ni)	Årsmedelvärde	20 ng/m ³	-
Bly (Pb)	Årsmedelvärde	500 ng/m ³	-

* Värdet får inte överskridas mer än 175 timmar per år (98-percentil för helår).

** Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per år (98-percentil av dygnsmedelvärden)

*** Värdet får inte överskridas mer än 35 dygn per år.

4.5 Bedömningsgrunder fallande stoft

Verksamheters utsläpp av partiklar till luft kan förutom att bidra till förhöjda lufthalter, bidra till nedsmutsning. De bedömningsgrunder som finns är baserade på en studie från 1969 (Persson, 1969), se Tabell 2.

Tabell 2. Bedömningsgrunder för fallande stoft (g/m²/månad) (Persson 1969)

Nedsmutsningsgrad	Stoftnedfall (g/m ² /månad)
Bakgrundsnivå	2-3
Godtagbart i tätorter	5-8
Noteras som nedsmutsande av de flesta människor	10-15
Starkt nedsmutsande och otillfredsställande i bostadsområden	>15

5. Meteorologi

Spridningen av luftföroreningar påverkas av olika meteorologiska faktorer såsom temperatur, vindhastighet, vindriktning och blandningshöjd. Låga temperaturer kan exempelvis medföra högre halter av vissa föroreningar på grund av fler inversionstillfällen (tillfällen med dålig luftomblandning), ökad uppvärmning och fler kallstarter av bilmotorer.

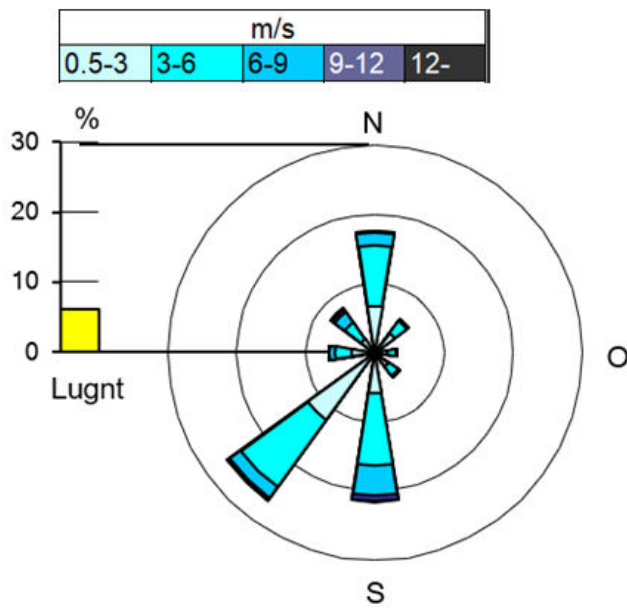
I Tabell 3 visas temperatur och nederbörds mängd för 2016 och 2019 i förhållande till normaltemperatur och normalnederbörd vid den SMHI-station som ligger närmast Kiruna, vilket är Esrange.

Tabell 3. Temperatur och nederbörds mängd i Kiruna-Esrange under 2016, 2019 samt för normalår (1991-2020).

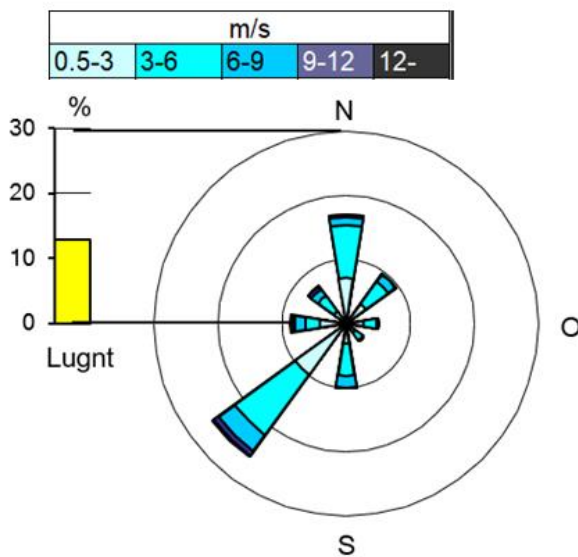
Månad	Medel-temperatur 2016* (°C)	Medel-temperatur 2019 (°C)	Normal temperatur 1991-2020 (°C)	Nederbörd 2016 (mm)	Nederbörd 2019 (mm)	Normal nederbörds mängd 1991-2020 (mm)
Januari	-15,8	-15,4	-13,0	37	20	35
Februari	-9,1	-11,7	-12,3	49	28	31
Mars	-4,4	-7,8	-7,3	11	27	26
April	-0,1	1,6	-1,2	49	20	26
Maj	7,5	4,8	4,7	5	82	43
Juni	9,5	11,2	10,6	92	69	67
Juli	14,2	13,6	13,8	195	32	97
Augusti	9,9	12,1	11,4	111	134	70
September	8,2	5,6	6,1	64	76	55
Oktober	0,4	-4,4	-1,0	4	39	45
November	-7,8	-11,4	-7,9	56	4	43
December	-5,6	-6,7	-10,8	35	62	41
Årsmedel	0,6	-0,7	-0,6	58,9	52,4	49,4

*Data från Kiruna flygplats.

Vindros för år 2016 och 2019 från vindmätningar vid Kiruna flygplats kan ses i Figur 2 och Figur 3. Den dominerande vindriktningen härstammar från sydväst och i viss mån även från norr.



Figur 2. Vindros som visar vindriktning (°) och vindhastighet (m/s) för år 2016 vid Kiruna flygplats.



Figur 3. Vindros som visar vindriktning (°) och vindhastighet (m/s) för år 2019 vid Kiruna flygplats.

6. Nulägesbeskrivning av luftmiljön

En beskrivning av nuläget baserat på tillgängliga luftkvalitetsdata redovisas nedan.

6.1 Uppmätta halter av partiklar

För Avalons Air Quality Survey genomfördes under perioden 6/3-2016 till 8/8-2017 mätningar av PM₁₀ och PM_{2.5} vid mätplats 6. Den planerade gruvverksamheten kommer troligen ha en begränsad påverkan på partikelhalterna vid mätplats 6, på grund utav att den inte ligger i den dominerande vindriktningen (se Figur 2 och Figur 3). För att få en bild av luftkvalitetssituationen på en plats som kommer påverkas mer av verksamheten (därför att den ligger i den förhärskande vindriktningen) är det relevant att jämföra mätningarna med mätningar som är gjorda vid Centralskolan, Kiruna. Data presenteras i Tabell 4, som visar att periodmedlet för både PM₁₀ och PM_{2.5} är lägre vid mätplats 6 för mars 2016-augusti 2017 än periodmedlet vid Centralskolan för 2019 (som därmed är ett årsmedelvärde). Då årsmedelvärdet för Centralskolan är högst jämförs detta med MKN och miljömål från Tabell 1. Årsmedelvärdet för PM₁₀ är under MKN för årsmedelvärde (40 µg/m³) och MKN för dygnsmedelvärde (50 µg/m³) överskreds under 6 dygn 2019, mellan 23 - 29 april samt under 21 maj. Eftersom MKN får överskridas under totalt 35 dygn, klarades således även MKN för dygnsmedelvärde. Även miljömålet för dygnsmedelvärdet (30 µg/m³) överskreds under färre än 35 dygn (15 dygn). Årsmedelvärdet för PM_{2.5} är under MKN för årsmedelvärde (25 µg/m³). För PM_{2.5} finns inget MKN för dygnsmedelvärde eller ett visst antal dagar som detta får överskridas, men miljömålet för dygnsmedelvärdet (även det 25 µg/m³) överskreds under 3 dygn (24 april, 25 april och 21 maj). Hur dygnsmedelvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} vid Centralskolan förhåller sig till MKN och miljömål sammanfattas i Tabell 5. Hur dygnsmedelvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} [µg/m³] vid Centralskolan förhåller sig till MKN och miljömål.

Tabell 4. Periodmedelvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} [µg/m³] för mätplats 6 i Avalons Air Quality Survey (Avalon Minerals 2020) samt för mätningar utförda av IVL vid Centralskolan.

Månad	Periodmedel PM ₁₀ [µg/m ³]	Periodmedel PM _{2.5} [µg/m ³]
Mätplats 6 (mars 2016-augusti 2017)	1,8	1,3
Centralskolan (2019)	9,9	2,9

Tabell 5. Hur dygnsmedelvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} [µg/m³] vid Centralskolan förhåller sig till MKN och miljömål.

Typ av partiklar	Antal dygn över MKN 2019 (Centralskolan)	Antal tillåtna dygn över MKN	Antal dygn över miljömål 2019 (Centralskolan)
PM ₁₀	6	35	15
PM _{2.5}	-	-	3

6.2 Partikeldeposition/nersmutsning

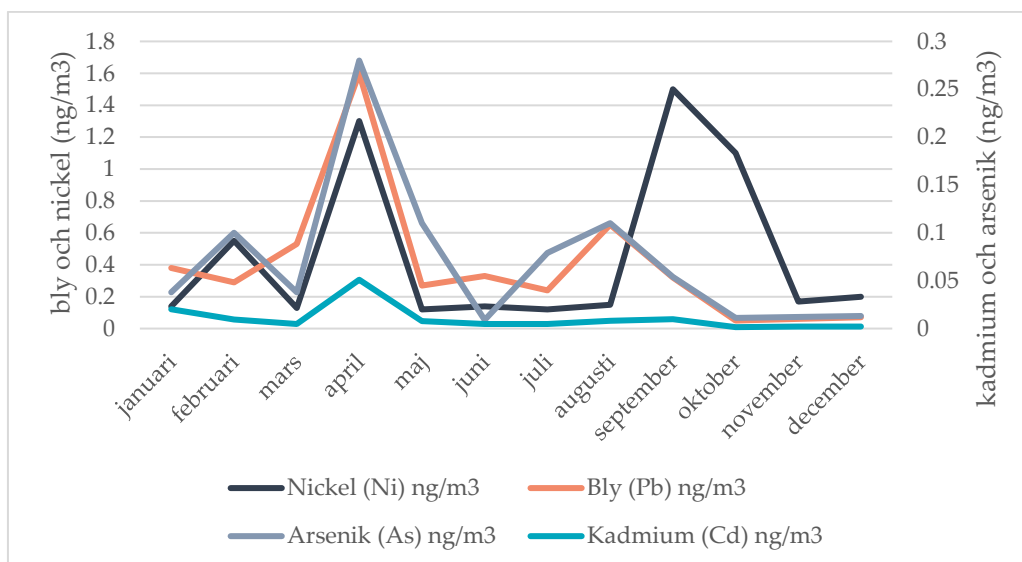
Partikeldepositionen/nersmutsning uppmättes som månadsmedel på de olika mätplatserna under 16 omgångar under perioden 27/11-2015 till 18/7-2017. Det högsta uppmätta årsmedlet var 1.6 g/(m²·månad) och uppmättes på mätplats 7. Det högsta periodmedlet uppmättes på samma plats i juni 2016 och var 4.1 g/(m²·månad). Mätplats 7 är den platsen som i dagsläget troligen har störst påverkan från LKAB:s verksamhet samt den som kommer påverkas mest av verksamheten hos Copperstone Viscaria AB (på grund av att den ligger i den förhärskande vindriktningen, se Figur 2. Vindros som visar vindriktning (°) och vindhastighet (m/s) för år 2016 vid Kiruna flygplats. och Figur 3). Mätresultaten indikerar därmed att partikeldepositionen på alla platser är lägre än bedömningsgrunderna för nedsmutsning på grund av fallande stoft (Persson 1969), se Tabell 2.

6.3 Uppmätta halter av metaller

Halter av partikelbundna metaller mättes under två perioder i Avalons studie (6/8 – 1/9 2016 och 2/10 – 9/12 2016). Medelvärdena för partikelbundna metaller var för metallerna nickel, arsenik, kadmium och bly under detektionsgränsen (Avalon Minerals 2020). Resultaten kan jämföras med mätningarna som utfördes 2019 vid Centralskolan, Kiruna. Årsmedelvärdena för metallerna underskred MKN för respektive ämne, se Tabell 6 (för MKN, se Tabell 1). I Figur 4 illustreras månadsmedelvärden för samtliga uppmätta metaller. Halterna för de olika metallerna följer varandra väl och var generellt högst under vårmånaderna, och för nickel även under september och oktober.

Tabell 6. Årsmedelvärden av metallerna nickel, arsenik, kadmium och bly under 2019 vid Centralskolan i Kiruna.

	Nickel (Ni)	Arsenik (As)	Kadmium (Cd)	Bly (Pb)
Årsmedelvärde [mg/m ³]	0,47	0,07	0,01	0,40



Figur 4. Månadsmedelvärden av nickel, bly (vänster y-axel) samt kadmium och arsenik (höger y-axel) under 2019 vid Centralskolan i Kiruna.

6.4 Uppmätta halter av NO₂

NO₂ mättes som månadsmedel med diffusionsprovtagare under 18 omgångar under perioden 27/11-2015 till 18/7-2017. Periodmedelhalten var högst på mätplats 5, så periodmedel för denna mätplats samt för Centralskolan 2019 visas i Tabell 7. MKN för årsmedel är 40 µg/m³, och miljömål för årsmedelvärde är 20 µg/m³ (se Tabell 1), vilket innebär att både MKN och miljömål underskreds med stor marginal på alla mätplatser och för Centralskolan. Vid Centralskolan mättes det varje timme, där MKN för timmedelvärde (90 µg/m³) överskreds 7 gånger under 2019 vid Centralskolan. MKN för timmedelvärde för NO₂ får överskridas 175 timmar per år.

Tabell 7. Periodmedelvärden för NO₂ [µg/m³] för mätplats 5 i Avalons Air Quality Survey (Avalon Minerals 2020) samt för mätningar utförda av IVL vid Centralskolan.

Månad	Periodmedel NO ₂ [µg/m ³]
Mätplats 5 (november 2015-juli 2017)	4,8
Centralskolan (januari-december 2019)	8,4

6.5 Uppmätta halter av SO₂

SO₂ mättes som månadsmedel med diffusionsprovtagare under 18 omgångar under perioden 27/11-2015 till 18/7-2017. Vid flertalet av mätomgångarna var resultatet under detektionsgränsen för analysmetoden. Medelhalten för hela perioden var högst på mätplats 9, där den var <1,15 µg/m³ (Avalon Minerals, 2020). Det finns inget MKN eller miljömål för årsmedelvärde, men MKN för dygnsmedelvärde är 100 µg/m³ (se Tabell 1). Det högsta månadsmedelvärdet är <3,32 µg/m³. Vid Centralskolan var årsmedelvärdet 0,41 µg/m³ för 2019.

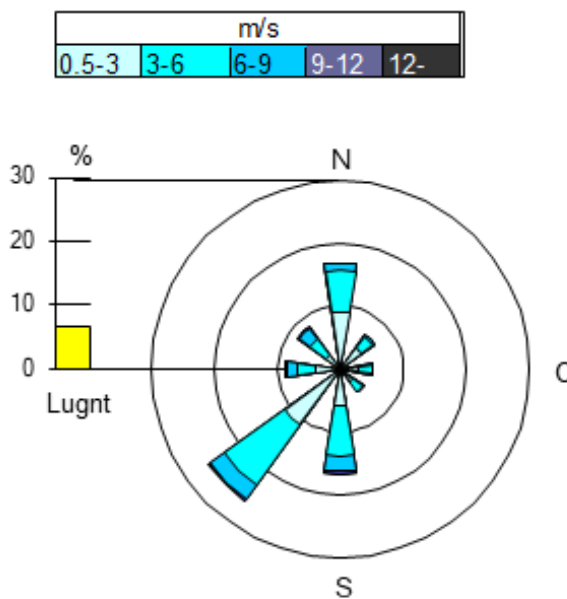
7. Spridningsberäkningar av diffus damning

För att undersöka vilka haltbidraget av PM₁₀ i närområdet som en följd av verksamheten har spridnings-beräkningar genomförts. Med hjälp av spridningsmodellering har det totala partikelhaltbidraget från Copperstone Viscaria AB:s anläggning. För att kunna genomföra en tillförlitlig spridningsberäkning krävs information av god kvalitet avseende emissioner, meteorologi samt topografi och markanvändning. Emissioner av PM₁₀ från diffus damning för den planerade verksamheten har tagits fram baserat på information om aktiviteter på anläggningen tillsammans med emissionsfaktorer framtagna i relevanta miljöer.

Spridningsmodellen ADMS 5.2 har använts för att genomföra beräkningarna, se detaljerad beskrivning i Bilaga B10:1. Det är en väl beprövad modell som är väl lämpad för denna typ av beräkningar. Dock bör det beaktas att modellberäkningar alltid visar en förenklad bild av verkligheten, och eftersom utsläpp från verksamhetens aktiviteter är varierande och delvis verksamhetsspecifika innebär detta en relativt stor osäkerhet i emissioner och beräknat haltbidrag.

7.1 Meteorologi

För att på bästa sätt kunna jämföra med gällande normer beräknades meteorologin för ett så kallat typår, det vill säga ett representativt meteorologiskt medelår för området. Ett typår är en sammansättning av månader från olika år som tillsammans bildar ett representativt år avseende typiska spridningsförutsättningar enligt metodik utvecklad av Chen m.fl (2002). Meteorologiska indata är uppmätta vid Kirunas flygplats och Kiruna Esrange, och hämtade från SMHI:s öppna datasida (www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer). I Figur 5 visas vindros för typåret.



Figur 5. Vindros som visar vindriktning och vindhastighet för typåret.

7.2 Emissioner/antagande

Emissioner från Copperstone Viscaria AB:s verksamhet kommer i spridningsmodellen antas komma från diffus damning av lastning och lossning av malm och gråberg, krossning av gråberg (vilket sker med en mobilkross), transporter samt från diffus damning av ytor. Krossning av malm (vilket sker vid primärkrossen) antas inte bidra till partikelemissioner då denna krossning sker inomhus. Losshållning (sprängning och borring) kommer också att bortses ifrån då emissionsfaktorer för denna aktivitet är okända och haltbidraget från losshållning anses vara litet (Gustafsson m.fl., 2020b).

Väder och vind kommer att påverka emissionerna från både lastning, lossning, krossning, transporter samt damning från ytor. Metodiken för att ta fram påverkan bygger på metodiken i Gustafsson m.fl. (2014). Processerna kommer att delas in i tre kategorier: aktiviteter (där lastning, lossning och krossning ingår), transporter och upplag (där damning sker från ytor). För varje timme kommer emissionsfaktorer (EF_s [g/s]) att tas fram enligt följande för aktiviteter

$$EF_s = EF_0 \cdot R_{\text{aktiv}} \cdot R_{\text{nederbörd}} \cdot (1 + R_{\text{vind}}) \cdot m \cdot \frac{1}{3600 \text{ s/h}}, \quad (\text{Ekvation 1})$$

där EF_0 är emissionsfaktorn angiven för respektive process (i g/ton material), R_{aktiv} är en aktivitetsfaktor, 1 om aktiviteten är aktiv den aktuella timmen och 0 annars och $R_{\text{nederbörd}}$ är en nederbördsfaktor, 1 om ingen nederbörd, 0,8 om snö och 0,5 om regn (då regn och snö påverkar emissioner). R_{vind} är en vindfaktor som tar hänsyn till suspension som beror på uppvirvling och ges av $R_{\text{vind}} = \frac{v}{v_{\text{max}}}$, där v är vindhastigheten den aktuella timmen och v_{max} är den maximala vindhastigheten under hela året. m är antalet ton material hanterat i aktiviteten per timme.

För transporter kommer emissionsfaktorer ([g/s]) för varje timme att tas fram enligt följande ekvation

$$EF_s = (R_{\text{regn,snö}} \cdot EF_{0,\text{nederbörd}} + (1 - R_{\text{regn,snö}}) \cdot EF_{0,\text{uppehåll}}) \cdot (1 + R_{\text{vind}}) \cdot d \cdot \frac{1}{3600 \text{ s/h}}, \quad (\text{Ekvation 2})$$

där $R_{\text{regn,snö}}$ är en nederbördsfaktor som är 1 om det regnar eller snöar, annars 0. $EF_{0,\text{nederbörd}}$ är emissionsfaktorn för respektive fordon vid nederbörd och $EF_{0,\text{uppehåll}}$ är emissionsfaktorn för respektive fordon vid uppehåll (bägge har enheten g/fordonskilometer). R_{vind} är samma vindfaktor som i föregående ekvation. d är antalet fordonskilometer per timme.

För ytor kommer emissionsfaktorer ([g/s]) att tas fram enligt följande ekvation

$$EF_s = EF_0 \cdot R_{\text{torrlagt}} \cdot R_{\text{upptorkat}} \cdot (1 - R_{\text{snötäcke}}) \cdot (1 + R_{\text{vind}}) \cdot A, \quad (\text{Ekvation 3})$$

där EF_0 är emissionsfaktorn för upplaget (i g/m²/s), R_{torrlagt} är en faktor som tar hänsyn till om ytan kommer vara torrlagd (1 om torrlagd, annars 0) och $R_{\text{upptorkat}}$ är en upptorkningsfaktor som är 0 vid regn och två timmar efter, vilket innebär att emissionerna är 0 under denna period. Tre timmar efter regn antas underlaget ha torkat upp och $R_{\text{upptorkat}}$ är då 1. $R_{\text{snötäcke}}$ är en snötäckesfaktor som är 1 vid snötäcke, annars 0. Denna snötäckesfaktor innebär att emissionerna är 0 då ytorna täcks av ett snötäcke. Vindfaktorn R_{vind} är för ytor

$$R_{\text{vind}} = \frac{1}{\tau} \cdot \left(\frac{v - v_{\text{tröskel}}}{v_{\text{ref}}} \right)^3,$$

där τ är den tid som suspension sker vid en given referensvindhastighet v_{ref} (i dessa beräkningar kommer $\tau = 2$ timmar och $v_{\text{ref}} = 10$ m/s att användas), v är vindhastigheten och $v_{\text{tröskel}}$ är den vindhastighet under vilken ingen uppvirvling sker (kommer i dessa beräkningar att vara 6 m/s). A är arean av ytan.

Vindfaktorn för aktiviteter skiljer sig åt från vindfaktorn för ytor. För bägge gäller $0 \leq R_{\text{vind}} \leq 1$, men för aktiviteter är $R_{\text{vind}} > 0$ så fort vindhastigheten är över 0 m/s, medan $R_{\text{vind}} = 0$ så länge $v < 6$ m/s för ytor. Detta beror på att vindhastigheten behöver vara tillräckligt hög för att kunna virvla upp partiklar från ytor, medan partiklar som redan är i rörelse (från aktiviteter och transporter) antas ge ett bidrag till vindfaktorn så fort $v > 0$ m/s.

För att korrigera emissionsfaktorer för lastning och lossning för densiteten hos det hanterade materialet används Tabell 8.

Tabell 8. Densitet på materialet i de olika områdena.

Table text heading white	Densitet (ton/m ³)
Gråberg	2,9-3,0
Råmalm (zon A och B)	3,0-3,1
Råmalm (zon D)	3,4

I följande avsnitt kommer antaganden för respektive källa att redovisas.

7.2.1 Vägar

Emissioner på vägar kommer att komma från transporter samt damning av ytor. Således kommer både ekvation 1 och ekvation 3 att användas. Vägar är indelade i fyra olika delar och

Tabell 9 visar antaganden om fordonstyp, hastighet och underlag, emissionsfaktorer för respektive fordon, samt nederbördsfaktorn och vindfaktorn. Emissionsfaktorerna kommer från Gustafsson och Petersson (2016) och i de fall emissionsfaktorer saknats har samband från denna rapport utnyttjats. För gruvtruckar och lastbilar på grus har samma emissionsfaktor använts. Denna emissionsfaktor är baserad på fordon med en vikt av 34 ton som rör sig i 40 km/h och då lastbilarna och gruvtruckarna antas färdas i 50 km/h kommer dessa emissioner sannolikt att underskattas, speciellt för gruvtruckarna som väger betydligt mer än 34 ton. Orsaken är att det saknas emissionsfaktorer för tyngre fordon och denna underskattning beaktas i analys och diskussion.

Tabell 9. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för transporter på vägar (fkm - fordonskilometer).

Väg	Fordonstyp	Hastighet	Underlag	EF _{0,nederbörd}	EF _{0,uppehåll}	R _{nederbörd}	R _{vind}
Truckväg	Gruvtruck	50 km/h	Grus	98,7 g/fkm	962,3 g/fkm	Från meteorologifil	Från meteorologifil
Serviceväg	Servicebil	30 km/h	Grus	6,7 g/fkm	196,1 g/fkm	Från meteorologifil	Från meteorologifil
Väg ut från området	Servicebil	30 km/h	Asfalt	0,7 g/fkm	40,8 g/fkm	Från meteorologifil	Från meteorologifil
Väg ut från områden	Lastbil	50 km/h	Asfalt	9,7 g/fkm	200 g/fkm	Från meteorologifil	Från meteorologifil
Väg mellan anriktningsverk och omlastningshall	Lastbil	50 km/h	Grus	98,7 g/fkm	962,3 g/fkm	Från meteorologifil	Från meteorologifil

Antaganden om fordonskilometer per väg presenteras i Tabell 10.

Tabell 10. Fordonskilometer per väg.

Väg	d	Antagande
Truckväg	47 km per h	Baserat på produktion, lastkapacitet per gruvtruck och avstånd inom området
Serviceväg	48,4 km per h mellan 05-24, 9,7 km per h övrig tid	Baserat på 5 fordonsrörelser 05-24, 1 fordonsrörelse övrig tid
Väg ut från området (servicebilar)	7,4 km per h mellan 05-24, 1,5 km per h övrig tid	Baserat på 5 fordonsrörelser 05-24, 1 fordonsrörelse övrig tid
Väg ut från området (ReMining)	2,5 km per h	Baserat på 1800 fordonsrörelser per dygn
Väg mellan anriktningsverk och omlastningshall	0,5 km per h	Baserat på 15 omlopp per dygn

Tabell 11 visar de parametrar som kommer att användas för att räkna ut bidraget från damning av ytor för vägarna. Alla vägar antas vara 25 meter breda.

Tabell 11. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för damning av vägar.

Parameter	Värde
EF_0	$9,7 \cdot 10^{-7} \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ (Gustafsson m.fl. (2014))
R_{torrlagt}	1 hela året
$R_{\text{upptorkat}}$	Från meteorologifil
$R_{\text{snötäcke}}$	0 hela året då vägarna plogas
R_{vind}	Från meteorologifil
A	25 m · vägens längd

7.2.2 Dagbrott

För dagbrott kommer det att vara emissioner från lastning, från transporter och från damning av ytor. Således kommer Ekvation 1, Ekvation 2 och Ekvation 3 att användas. 25 % av produktionen antas ske på zon A, 25 % på zon B och 50 % på zon D. 3 miljoner ton råmalm och 10 miljoner ton gråberg antas loss hållas per år. Tabell 12 presenterar de parametrar som kommer användas för att beräkna emissionsfaktorer för lastning.

Tabell 12. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för lastning på dagbrott.

Parameter	Värde
EF_0	2,02 g/ton malm från zon A och B, 2,21 g/ton malm från zon D och 1,95 g/ton gråberg (baserat på Gustafsson och Petersson (2016))
R_{aktiv}	1 alla tider
$R_{\text{nederbörd}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
m	1 484 ton per h (baserat på total råmalm och gråberg per år)

För att beräkna emissionsfaktorer för transporter på dagbrottsområden används parametrar i Tabell 13.

Tabell 13. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för transporter på dagbrott (fkm – fordonskilometer).

Parameter	Värde
$EF_{0,nederbörd}$	98,7 g/fkm (Gustafsson och Petersson, 2016)
$EF_{0,uppehåll}$	962,3 g/fkm (Gustafsson och Petersson, 2016)
$R_{regn.snö}$	Från meteorologifil
R_{aktiv}	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
d	19,3 km per h (baserat på antalet gruvtruckar, produktionsandel i respektive zon, samt avstånd inom varje zon)

För att bestämma emissionsfaktorer för damning av ytor i dagbrott används parametrar i Tabell 14.

Tabell 14. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för damning av ytor i dagbrott.

Parameter	Värde
EF_0	$9,7 \cdot 10^{-7} \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ (Gustafsson m.fl., 2014)
$R_{torrlagt}$	1 hela året
$R_{upptorkat}$	Från meteorologifil
$R_{snötäcke}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
A	A-zon: 0,332 km ² B-zon: 0,360 km ² D-zon: 0,294 km ²

7.2.3 Gråbergsdeponier

Gråbergsdeponier orsakar emissioner i samband med lossning, transporter och damning av ytor. Vi använder Ekvation 1 för lossning, Ekvation 2 för transporter och Ekvation 3 för damning från ytor. Det finns två gråbergsdeponier, och gråberg antas deponeras lika mycket på respektive deponi. 65 % av ytor antas användas första åren. Tabell 15 presenterar de parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för lossning på gråbergsdeponier.

Tabell 15. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för lossning på gråbergsdeponier.

Parameter	Värde
EF_0	1,95 g/ton gråberg (baserat på Gustafsson och Petersson, 2016)
R_{aktiv}	1 alla tider
$R_{nederbörd}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
m	1 124 ton per h (losshållet material per timme minus råmalm och gråberg till kross)

För att beräkna emissionsfaktorer för transporter på gråbergsdeponier används samma faktorer som för transporter på dagbrott, se Tabell 13, förutom antalet fordonskilometer som antas vara 13,8 km per h (baserat på antalet gruvtruckar, fördelning mellan de två deponierna samt avstånd inne på de två deponiområdena). Även för damning av ytor används samma parametrar som för dagbrott, se Tabell 14, förutom för arean. Arean av den södra deponin är 1,529 km² och arean för den norra deponin är 1,521 km².

7.2.4 Gråbergsupplag

På gråbergsupplaget kommer det att förekomma emissioner från lossning av gråberg, lastning av gråberg för transport till kross, transporter samt damning av ytor. Det innebär att Ekvation 1, Ekvation 2 och Ekvation 3 kommer att användas. För att beräkna emissionsfaktorer för lossning, används samma parametrar som för lossning vid gråbergsdeponierna, se Tabell 15, förutom för antalet ton lossat material. Antalet ton lossat gråberg är 17 ton per timme (baserat på att det behövs 150 000 ton krossat gråberg om året (Copperstone Resources, 2022)). För lastning kommer parametrar i Tabell 16 att användas.

Tabell 16. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för lastning på gråbergsupplag.

Parameter	Värde
EF_0	1,95 g/ton gråberg (baserat på Gustafsson och Petersson, 2016)
R_{aktiv}	1 06-18 vardagar, 0 övriga tider (då mobilkrossen är i drift)
$R_{\text{nederbörd}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
m	Ökar med 17 ton per h och ackumuleras då krossen inte är i gång

För transporter, samt damning av ytor kommer samma parametrar som för dagbrott att användas, se Tabell 13 samt Tabell 14 förutom för antal fordonskilometer och arean av gråbergsupplaget. Antal fordonskilometer är 0,1 km per h (baserat på antalet gruvtruckar samt körsträcka på upplaget) och arean är 91 128 m².

7.2.5 Mobilkross

Mobilkrossen kommer att vara en punktkälla där enbart krossning bidrar till emissioner. Den antas ha en diameter på 2,5 m. Ekvation 1 kommer att användas för att beräkna emissionsfaktorer med hjälp av parametrar i

Tabell 17.

Tabell 17. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för mobilkrossen.

Parameter	Värde
EF_0	250 g/ton krossat material (Gustafsson och Petersson, 2016)
R_{aktiv}	1 06-18 vardagar, 0 övriga tider
$R_{\text{nederbörd}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
m	17 ton per h, har krossen inte varit igång är det 17 ton · antalet timmar krossen inte varit igång

7.2.6 Malmupplag

På malmupplag kommer det att förekomma emissioner från lossning, lastning till malmkross, samt damning av yta. Det antas inte förekomma några transporter till malmkross då detta sker på täckt band. Således kommer Ekvation 1 och Ekvation 3 att användas.

Tabell 18 presenterar de parametrar som kommer användas för att beräkna emissionsfaktorer för lossning och lastning.

Tabell 18. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för malmupplag.

Parameter	Värde
EF_0	2,12 g/ton gråberg (medelvärde för de olika malmzonerna)
R_{aktiv}	Lossning: 1 hela tiden Lastning: 1 05-24 alla dagar, 0 övriga tider (då malmkrossen är i drift)
$R_{\text{nederbörd}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
m	Lossning: 342 ton per timme Lastning: 342 ton per timme om krossen är igång, har krossen inte varit igång är det 342 ton · antalet timmar krossen inte varit igång

För damning från ytan, kommer samma parametrar som användes för dagbrottet att användas (se Tabell 14), förutom för arean som för malmupplaget är 2783 m².

7.2.7 Sandmagasin

För sandmagasinet kommer enbart diffus damning från ytan att förekomma under juli och augusti. Ekvation 3 kommer att användas och de parametrar som används presenteras i Tabell 19.

Tabell 19. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för sandmagasinet.

Parameter	Värde
EF_0	$9,7 \cdot 10^{-7}$ g/(m ² ·s) (Gustafsson m.fl., 2014)
R_{torrlagt}	1 under juli-augusti, 0 övrig tid
$R_{\text{upptorkat}}$	Från meteorologifil
$R_{\text{snötäcke}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
A	0,835 km ²

7.2.8 Klarningsdamm

För klarningsdammen kommer enbart diffus damning från ytan att förekomma under juli och augusti. Det innebär att ekvation 3 kommer att användas. Dessutom kommer inte hela klarningsdammen att torka upp, utan enbart 10 000 m². Faktorerna som används presenteras i Tabell 20.

Tabell 20. Parametrar som används för att beräkna emissionsfaktorer för klarningsdammen.

Parameter	Värde
EF_0	$9,7 \cdot 10^{-7}$ g/(m ² ·s) (Gustafsson m.fl., 2014)
R_{torrlagt}	1 under juli-augusti, 0 övrig tid
$R_{\text{upptorkat}}$	Från meteorologifil
$R_{\text{snötäcke}}$	Från meteorologifil
R_{vind}	Från meteorologifil
A	10 000 m ²

8. Resultat

8.1 Övergripande analys av miljöpåverkan med avseende på luft

I nuläget bedöms luftkvaliteten i vid Kiruna tätort som god. Enligt mätningar utförda 2019 vid Centralskolan i Kiruna klarades MKN för PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ och SO₂ (se avsnitt 6.1, avsnitt 6.4 och avsnitt 6.5). MKN klarades även för metallerna nickel, arsenik, kadmium och bly vid samma mätplats (se avsnitt 6.3).

Dygnsmedelvärdet för PM₁₀ överskreds sex dygn under 2019 (se Tabell 5). Ett tillskott av partiklar från den planerade verksamheten medför en ökad risk för att dygnsmedelvärdet överskrids under fler dygn på ett år. Dock finns marginal innan MKN för dygn överskrids då MKN tillåter överskridanden under maximalt 35 dygn.

Den planerade gruvverksamheten medför utsläpp till luft från olika aktiviteter, till exempel utsläpp från förbränningsmotorer, biopanna och från diffus damning. Den årliga bränsleförbrukningen för verksamhetens är 7 700 000 liter. Fordonsflottan uppfyller utsläppskraven för Euro 5, vilket innebär att årliga utsläpp blir 2,3 ton PM₁₀ och 154 ton NO_x (där emissionsfaktorer från Dieselnät (2022) använts). Fordonsflottan planeras även att elektrifieras, vilket kommer minska utsläpp av NO₂ och till viss del även PM_{2,5}. Elektrifieringen kommer dock inte att minska utsläpp från resuspension, vilket innebär att den största källan till partikelutsläpp från transporter kommer kvarstå. Biopannan kommer att användas för uppvärmningssyfte och energiförbrukningen beräknas uppgå till maximalt 15 000 MWh per år. Bränslet kommer vara pellets eller biolja, där pellets har högst emissionsfaktor (European Environment Agency, 2016) och bränslet kommer därför antas vara pellets för att räkna på scenariot med högst utsläpp. Med emissionsfaktorer från Helbig m.fl. (2019) fås ett årligt utsläpp av 2,3 ton PM₁₀. Ökade emissioner till luft från förbränningsmotorer samt biopannan från den planerade verksamheten bedöms inte medföra att gällande miljökvalitetsnormer för NO₂ och PM₁₀ i utomhusluft överskrids och har därför inte tagits med i spridningsberäkningarna.

Diffus damning bedöms vara den största källan till luftutsläpp från den planerade verksamheten. Diffus damning är spridning av partiklar och damning från exempelvis sandmagasin, vägar och upplagsytor. Utsläppen ger främst ett haltbidrag av PM₁₀ och nersmutsning i närområdet.

8.2 Diffus damning

I följande avsnitt kommer bidrag från respektive källa till den diffusa damningen att presenteras, samt hur mycket den diffusa damningen bidrar till årsmedelvärdet av PM₁₀.

8.2.1 Källbidragsberäkning

I Tabell 21 visas totala emissioner från olika källor i ton PM₁₀ per år. Resultaten visar att transporter inom området är den överlägset största källan för diffus damning, men även lastning/lossning och krossning ger upphov till ett betydande haltbidrag av PM₁₀.

Tabell 21. Totala emissioner (i ton PM₁₀ per år) för olika källor.

Källa	Emissioner [ton PM ₁₀ /år]
Transport	768
Lastning/lossning	59
Krossning	43
Damning från ytor	50
Totalt	920

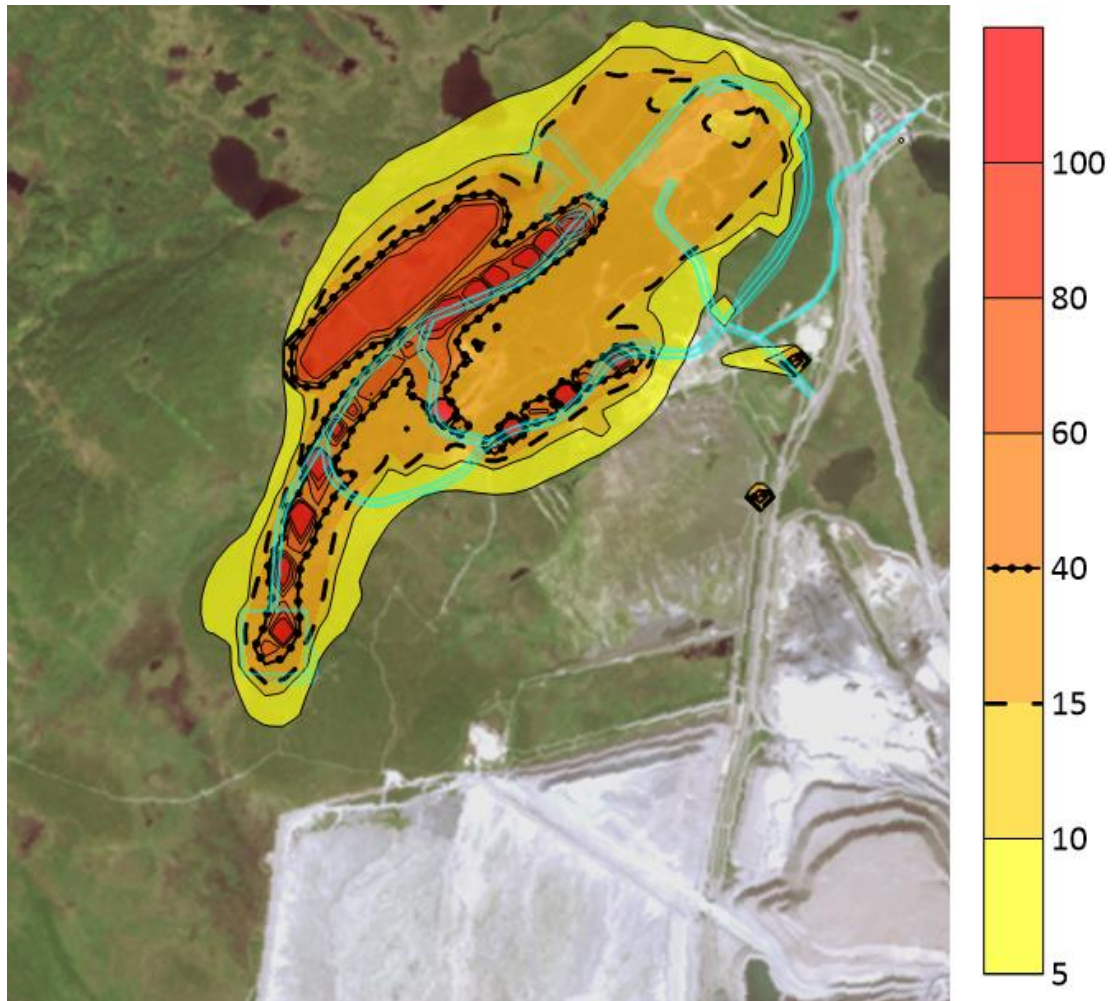
Då transporter är den största källan är det av intresse att undersöka hur en åtgärd skulle påverka emissionerna från dessa. Om vägarna var vattenbegjutna konstant skulle årliga emissioner från transporter sjunka till 85 ton PM₁₀ per år (med totala emissioner på 237 ton PM₁₀ per år). I och med att området har en medeltemperatur under noll grader sju månader om året (se normaltemperatur i Tabell 3) är detta ett högst teoretiskt scenario. Det visar dock betydelsen av vattenbegjutning för dammbekämpning. Som alternativ till vattenbegjutning finns andra dammbindningsmetoder såsom skum och saltning, men dessa saknas emissionsfaktorer vilket omöjliggör beräkningar av dessa.

Transporter på lastbil från ReMining kan vara aktuella under en kort period innan produktionen i verksamheten har kommit gång. Källbidraget från ReMiningtransporter är under ett år 4,8 ton PM₁₀. Eftersom utsläppen från ReMiningtransporter sker under en begränsad tid och är så pass små, så bortses dessa ifrån i haltbidragsberäkningarna.

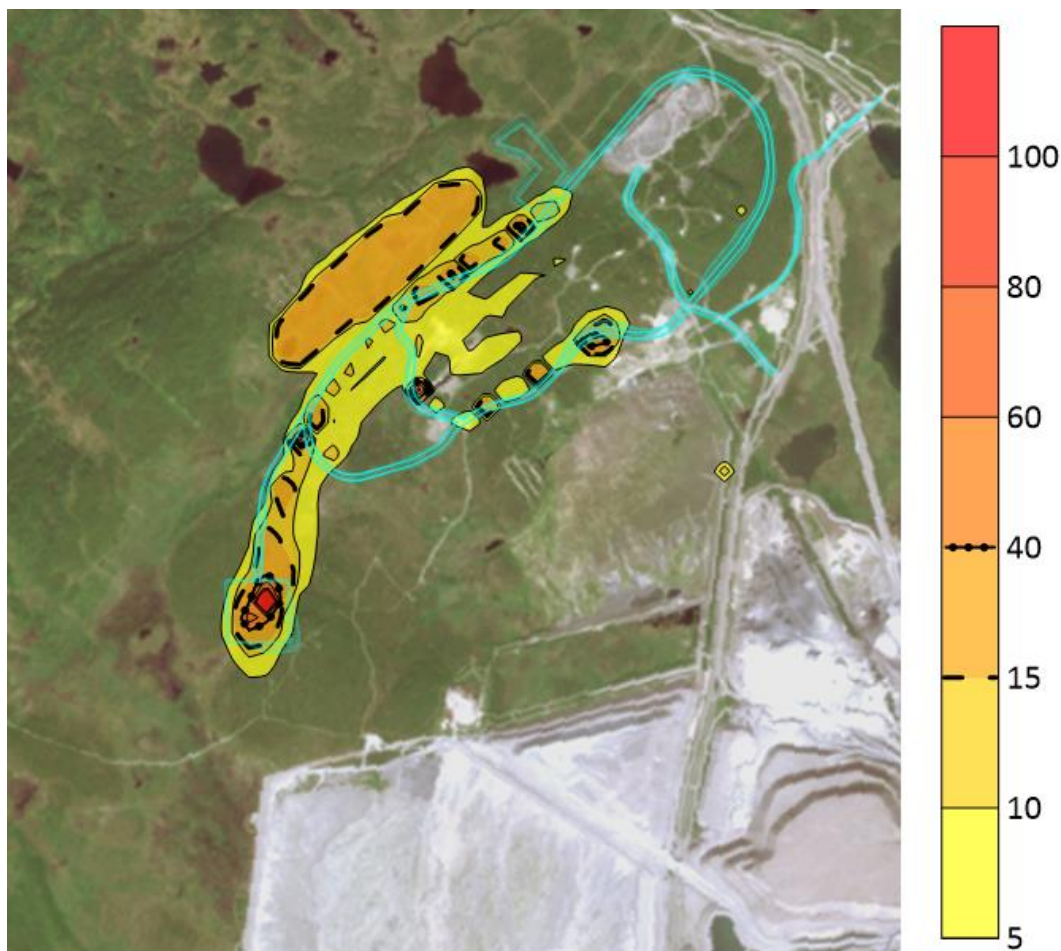
8.2.2 Haltbidragsberäkning

I Figur 6 visas haltbidraget till årsmedelvärde av PM₁₀ för området på två meters höjd. Både miljömålet (15 µg/m³) och MKN (40 µg/m³) är markerade. Då denna figur visar haltbidraget för området kan platser utanför området fortfarande ha ett haltbidrag även om det inte syns i denna figur. För centrala Kiruna (ost och sydost om området) är detta haltbidrag troligtvis försumbart, men för till exempel mätplats 2 i Figur 1 (på andra sidan E10, från området sett) är bidraget 1.5 µg/m³ utan vattenbegjutning och 0.25 µg/m³ med vattenbegjutning av vägar.

I Figur 7 visas haltbidraget till årsmedelvärde av PM₁₀ för området med vattenbegjutna vägar (på två meters höjd).



Figur 6. Haltbidraget till årsmedelvärde av PM₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] utan vattenbegjutning av vägar på två meters höjd. Den streckade linjen motsvarar miljömålet ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och den heldragna linjen med punkter motsvarar MKN ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De planerade truckvägarna är utritade i turkost.



Figur 7. Haltbidraget till årsmedelvärde av PM₁₀ [µg/m³] med vattenbegjutning av vägar på två meters höjd. Den streckade linjen motsvarar miljömålet (15 µg/m³) och den heldragna linjen med punkter motsvarar MKN (40 µg/m³). De planerade truckvägarna är utritade i turkost.

Det är av intresse att undersöka hur haltbidraget påverkar MKN och miljömål (på årsnivå) vid olika platser. Mätplats 2 (vilket motsvarar närmaste bebyggelse från området sett) och Centralskolan (som ligger i den förhärskande vindriktningen), se Figur 1. Placering av mätpunkter i Avalons studie (röda punkter är mätplatser i Kiruna och gula punkter är mätplatser för regional bakgrund), placering av Centralskolan (grön punkt), markupplåtelse (röd streckad linje) och placering av Viscaria malmkroppar (lila fält). undersöks med avseende på detta, se Tabell 22. Vid mätplats 2 finns ingen bakgrundsmätning för PM₁₀, men vid Centralskolan är bakgrundsnivån 9,9 µg/m³ (se Tabell 4).

Tabell 22. Haltbidrag vid Centralskolan och mätplats 2, bakgrundsnivå vid Centralskolan, samt MKN och miljömål för PM₁₀.

Plats	MKN	Miljömål	Haltbidrag utan vattenbegjutning/med vattenbegjutning	Bakgrundsnivå
Centralskolan	40	15	0,09/0,016 µg/m ³	9,9 µg/m ³
Mätplats 2	40	15	1,5/0,25 µg/m ³	-

Utifrån Figur 6, Figur 7 och Tabell 22 är det inte troligt att Copperstone Viscaria AB:s verksamhet kommer bidra till att MKN överskrids.

9. Diskussion

Gruvverksamhet medför utsläpp till luft från olika aktiviteter, till exempel utsläpp från förbränningsmotorer och från diffus damning. Diffus damning är spridning av partiklar och damning från exempelvis sandmagasin, vägar och upplagsytor. Ofta är diffus damning den största källan till luftutsläpp från gruvverksamheter. Den påverkan verksamhetens emissioner till luft får i närområdet beror på utsläppsmängd, var utsläppen sker och under vilka väderförhållande utsläppen sker.

I Copperstone Viscaria AB:s planerade verksamhet bedöms diffus damning vara den största källan till luftföroreningar. Utöver diffus damning sker utsläpp till luft från verksamheten främst från arbetsmaskiner och andra fordon med förbränningsmotorer. Förbränningsmotorer ger upphov till uppsläpp av bland annat kväveoxider och partiklar. Utsläppen från förbränning kan reduceras genom att minska användningen av förbränningsmotorer samt transportera på järnväg. Då utsläppen från förbränningsmotorer kommer vara försumbara jämfört med utsläppen från diffus damning kommer diskussionen fokusera enbart på diffus damning.

Till skillnad från partikelemissioner från förbränning, är diffusa partikelemissioner betydligt mer komplicerade att definiera, kvantifiera och åtgärda. Svårigheten med diffus damning beror på att den kan uppstå från många olika källor samt att den påverkas av flertalet faktorer såsom aktiviteter, meteorologiska förhållanden eller damningsbenägenheten hos materialen. Den diffusa damningen sker dessutom vanligen på en geografiskt utspridd yta till skillnad från punktkällor vilket även det försvårar hanteringen. Det är därför mer utmanande att begränsa och minska utsläppen av partiklar till luft från diffus damning. Gemensamt för alla källor till diffus damning är att emissionerna påverkas i hög grad av meteorologiska förhållanden. Utsläppen och spridningen av partiklar minskar när det är blött och regnigt, och ökar när det är torrt och vid höga vindhastigheter (se Ekvation 1, Ekvation 2 och Ekvation 3).

För att kunna uppskatta haltbidraget av partiklar från Copperstone Viscaria AB:s planerade verksamhet, har en spridningsberäkning gjorts för samtliga källor inom verksamheten där det har varit möjligt att ta fram relevanta emissionsfaktorer till diffus damning. Det förekommer osäkerheter i de emissionsfaktorer som har används, men är det bästa tillgängliga underlag för att göra spridningsberäkningar av diffus damning från den planerade verksamheten. Emissioner från losshållning (sprängning och borring) har inte inkluderats då emissionsfaktorer för denna aktivitet inte är tillgängliga, samt att haltbidraget från losshållning anses vara litet (Gustafsson m.fl., 2020b). Eventuell nersmutsning av vägar ut från verksamheten kan leda till betydande damning. Detta är dock inte inkluderat i beräkningarna, och därför går det inte att göra en bedömning av vilken påverkan som Copperstone Viscaria AB kommer att ha på vägar utanför området. I de aktuella beräkningarna har samtliga faktorer som påverkar utsläppen beaktats i den mån det är möjligt, och beräknat haltbidrag bedöms ge en relativt god indikation av hur stort verksamhetens påverkan på närområdet kan förväntas bli.

I följande stycken diskuteras de huvudsakliga resultaten från kartläggning av utsläpp, beräknat haltbidrag samt risk för överskridande av MKN, och möjliga åtgärder. Utsläpp från transporter på området förväntas ge det överlägset största haltbidraget av PM₁₀. Haltbidraget av PM₁₀ minskar dock betydligt om vägarna är blöta (se Tabell 22). Emissioner från transporter styrs av många olika faktorer så fordons egenskaper som antal hjulpar, höjd och vikt (Gustafsson och Petersson, 2016). I beräkningen har emissionsfaktorer för 34 ton dumpers använts. Emissionsfaktorerna är framtagna i en relevant miljö, men gruvtruckarna som kommer användas av Copperstone Viscaria AB

förväntas vara betydligt större, tyngre och ha en annan utformning än de dumpers som användes för att ta fram emissionsfaktorerna. Det är därför sannolikt att bidraget från transporter i de aktuella beräkningarna är något lågt räknat, men då underlag saknas för att bedöma hur mycket större bidraget kan förväntas vara, är det inte möjligt att justera emissionsfaktorerna. Då emissioner från produktionen är högt räknat (i och med att all produktion antas ske i dagbrott), går det att anta att detta kompenserar för de lågt räknade transporter. Förutom transporter förväntas även lastning och lossning av material samt krossning av gråberg leda till ett betydande utsläpp av PM₁₀, framför allt vid gråbergsdeponierna och gråbergsupplagen. Då påverkan av utsläppen beror både på utsläppsmängd och var utsläppet sker, kan stora partikelutsläpp i verksamhetens utkanter, så som vid gråbergsdeponierna och gråbergsupplagen, leda till en större påverkan på luftmiljön och nersmutsning av närmiljön än andra utsläpp som sker mitt i området. Gråbergsupplagen kommer att utgöra vallar när de byggs upp, vilket troligen kommer minska spridningen av PM₁₀-utsläpp till närområdet när upplagen har byggts upp. Upplagen antas vara färdiga i beräkningarna, och då de inte är färdigställda de första åren kan haltbidraget för de första åren vara en underskattning.

Spridningsberäkningarna av verksamhetens utsläpp visar att haltbidraget till närområdet generellt är relativt litet där ett årsmedelbidrag för PM₁₀ på över 5 µg/m³ endast förväntas inom verksamhetens gränser. Det största haltbidraget sker i den dominerande vindriktningen norr om verksamheten (se Figur 2, Figur 3 och Figur 5). Den närmaste annan bebyggelse där människor förväntas vistas under längre tid (mätplats 2) ligger direkt norr om verksamheten. På den platsen beräknas haltbidraget till årsmedel av PM₁₀ vara 1.5 µg/m³ om inga åtgärder görs och 0.25 µg/m³ om vägarna hålls blöta. Dock är eventuella bidrag från verksamhetens transporter på omgivande vägar inte med i beräkningen, vilket kan leda till en underskattning av haltbidraget till närområdet.

Luftkvalitetsmätningar vid Centralskolan i Kiruna visar att både års och dygnsmedelhalter av PM₁₀ ligger långt under MKN, och att det därmed i nuläget föreligger låg risk för överskridande av MKN i omgivningarna till Copperstone Viscaria AB:s planerade verksamhet. Beräkningarna visar att haltbidraget från den planerade verksamheten är relativt lågt. Risken för överskridande av MKN avseende årsmedelhalter för PM₁₀ bedöms därmed som fortsatt låg även med verksamhetens bidrag. Bedömning av verksamhetens påverkan på dygnsmedelhalter och därmed risk för överskridande av MKN för dygn är mer komplex. Dels på grund av den kraftiga påverkan av meteorologiska förhållanden, dels eftersom utsläpp som sker under kortare perioder, som exempelvis utsläpp i samband med sprängning och när klarningsdammen och sandmagasinet torkar upp, är svåra att kvantifiera och inkludera i beräkningarna. Dessa stora utsläpp under kortare perioder kan bidra till överskridande av MKN för dygnsmedel. Det kan vara värt att notera att LKAB:s verksamhet kommer ha liknade problematik med diffus damning från ytor under samma tidsperiod. Dock finns viss marginal innan MKN för dygn överskrids. Till exempel överskreds 2019 dygnsnormen för PM₁₀ 6 gånger. MKN tillåter överskridanden under maximalt 35 dygn.

Gemensamt för alla källor till diffus damning är att emissionerna påverkas i hög grad av meteorologiska förhållanden. Utsläppen och spridningen av partiklar minskar när det är blött och när det är nederbörd och ökar när det är torrt. Vatten och fukt binder dammet och därmed minskar emissionerna. För att minska påverkan på luftkvalitet behövs effektiva damningsreducerande åtgärder, där vattenbegjutning är en effektiv åtgärd för de flesta emissionskällorna. Beräkningarna visar en stor potential för minskning av transportrelaterad damning, där till exempel vattenbegjutning av vägar minskar emissioner från transporter markant. Inbyggnation och övertäckning av lastning, lossning och krossning är effektiva åtgärder för att minska emissionerna från diffus damning. För att minska påverkan på närmiljön bör emissionsänkande åtgärder prioriteras på

platser där det är störst risk för att utsläppen kommer leda till ett halt- och depositionsbidrag utanför själva verksamhetsområdet.

Referenser

Avalon Minerals (2020), Air Quality Baseline Study – Viscaria Project”.

Cambridge Environmental Research Consultants Ltd (2016), “ADMS - 5 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide, Version 5.2”.

Chen D., Wang T., Haeger-Eugensson M., Aschberger C., och Borne K. (2002), “Application of TAPM in Swedish West Coast: Modelling results and their validation during 1999–2000”, *IVL rapport: L 2*.

Copperstone Resources (2022), “Teknisk beskrivning – Viscariagruvan”.

Dieselnet (2022), “EU: Heavy-Duty Truck and Bus Engines”,
<https://dieselnet.com/standards/eu/hd.php>. [2022-03-14]

European Environment Agency (2016), “Energy industries – Combustion in energy and transformation industries”.

Gustafsson M., Tang L., Ferm M., Peterson K. och Persson K. (2014), “Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier – Delrapport LKAB”, *IVL Rapport B 2206*.

Gustafsson M. och Petersson K. (2016), “Diffusa partikelemissioner från Vargön Alloys”, *IVL Rapport B 2275*.

Gustafsson M., Lindén J., och Villamor Saucedo G. (2020a), “Åtgärder avseende diffusa partikelemissioner från bygg- och industriprocesser”, *IVL Rapport B 2390*.

Gustafsson M., Villamor Saucedo G., Rosendahl S., och Lindén J. (2020b), “Guide för Damningsreducerade åtgärder”, *IVL Rapport C500*.

Helbig T., Kindbom K., och Jonsson M. (2019), “Uppdatering av nationella emissionsfaktorer för övrig sektor”.

Nordmark T. (2022), “Logistik utredning, Färdiga produkter till kund”, Copperstone resources.

Persson (1969), “Förslag på bedömningsgrunder för fallande stoft”, Naturvårdsverket.

World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO

Wu Y., Liu J., Zhai J., Cong L., Wang Y., Ma W., et al. (2018), “Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer”.

Bilaga B10:1 – Beräkningsprogrammet ADMS

ADMS (version 5.2) är en diagnostisk dispersionsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (d.v.s. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekter av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter samt viss kemi vid dispersions-beräkningarna.

ADMS kan, förutom vanlig dispersion, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet, lukt och s.k. "puff"-beräkningar avseende korttidsfluktuationer av emissioner.

Beskrivningen av modellens vertikala dispersionsprocesser görs genom beskrivning av det atmosfäriska gränsskiktets tjocklek (den s.k. blandningshöjden) och genom beräkning av den s.k. Monin-Obukhov längden. Vid beräkning av dispersionen under konvektiva meteorologiska förhållanden (effektiv vertikal spridning) används en s.k. sned Gaussisk koncentrationsfördelning. ADMS kan dessutom beräkna korta tidsskalor (minuter), vilket är viktigt vid bl.a. modellering av lukt.

Referenser

Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. (2016): ADMS - 5 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide, Version 5.2.

