

Beräkningar av deposition på marken av olika ämnen i brandröken vid Kagghamra

Christer Johansson & Sanna Silvergren



Utfört på uppdrag av Botkyrka kommun

SLB 21:2021

Uppdragsnummer	2021031
Daterad	2021-05-04
Handläggare	Christer Johansson, 0761228931
Status	Granskad av Magnuz Engardt

Förord

Dessa beräkningar är genomförda på uppdrag av Botkyrka kommun.

Innehåll

Inledning	6
Metoder.....	7
Utsläpp från branden	8
Relation mellan halter av olika ämnen	9
Resultat.....	11
Kommentarer om utsläppen och depositionen.....	20
Utsläpp av PM2.5	20
PAH-utsläppen	20
Bly-utsläppen.....	20
PAH och bly-depositionen.....	21
Osäkerheter i beräkningarna	22
Referenser	23
Bilaga.....	24

Inledning

I denna rapport redovisas beräknade mängder av deponerade partiklar som spridits i luften under öppen brand på en lagringsplats för byggavfall i Kagghamra i Botkyrka. I beräkningarna har vi använt mätdata från SLB-analys två mätstationer som varit aktiva under perioden 22 januari – 25 april 2021. Vid mätstationerna skedde kontinuerliga mätningar av partiklar (PM_{2.5}, PM₁₀), sot (BC), kväveoxider (NO+NO₂) samt provtagning av partiklar på dygnsfilter för vidare analys på laboratorium (tungmetaller och polycykliska aromatiska kolväten, PAH). Brandens lokalisering och mätstationerna med omnejd framgår av Figur 1 nedan.



Figur 1. Karta över området vid branden i Kagghamra samt mätstationer vid Söderängstorp och Tegelvreten.

Metoder

Spridningsberäkningarna genomfördes med en spridningsmodell och vindmodell som ursprungligen utvecklats av SMHI och som ingår i Östra Sveriges luftvårdsförbunds system för luftmiljöövervakning. Dessa modeller användes även för att prognosticera effekten på partikelhalterna i samband med branden i Kagghamra och resultaten presenterades på SLB-analys hemsida.

Halterna av partiklar (PM_{2.5}) i marknivå som uppkommit på grund av spridningen av brandröken beräknades timme för timme under hela perioden som branden pågick. Olika meteorologiska indata har testats. Dels data från en 50 m hög mast i Högdalen i södra Stockholm, dels en mast i Botkyrka. I båda fallen användes en diagnostisk vindmodell för att ta hänsyn till markytans beskaffenhet, inklusive topografiska effekter på vindar och stabilitet.

Baserat på de beräknade partikelhalterna uppskattas torrdepositionen på olika marktyper och summerades i hela området (22 x 19 km²) med en geografisk upplösning på 100 x 100 kvadratmeter. Beräkningarna avser bara torrdepositionen av partiklar, dvs. eventuell uttvättning partiklar i röken vid nederbördstillfällen finns inte med i beräkningarna (normalt dominerar torrdepositionen nära källan som i detta fall). Beräkningarna baseras på samma utsläpp under hela brand-perioden och en konstant torrdepositions-hastighet, som antas vara densamma för de partikelbundna ämnena i brandröken.

Torrdepositionen till marken beror på markytans egenskaper och på atmosfärens omblandning (som beror på stabiliteten och vindhastigheten). En detaljerad beskrivning av beräkningsmetoden finns i manualen till Airviro's dispersionsmodeller (https://www.airviro.com/airviro/extras/pdf/Files/UserRef_Volume2_Dispersion_v4.00.pdf). För partiklar beror depositions-hastigheten också av partikelstorleken och det antogs att partiklarna är mellan 0.1 och 0.5 µm i diameter. Depositionshastigheterna har hämtats från Giardin och Buffa (2018) enligt Tabell 1 nedan (Se även Bilaga 1).

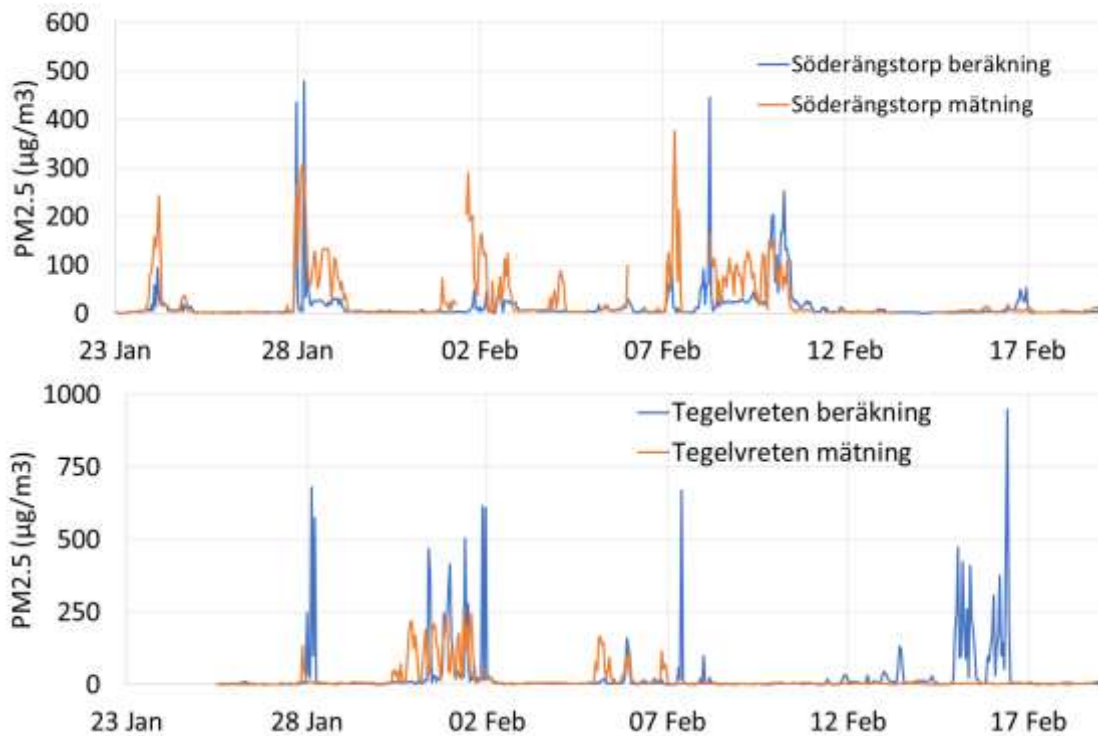
Tabell 1. Antagna depositions-hastigheter för olika marktyper.

Yta	Depositionshastighet, cm/s
Sjö	0.005
Skog	0.09
Öppen mark	0.05
Tätort	0.08

Utsläpp från branden

Enligt uppgifter från Botkyrka kommun startade branden 18 december 2020 då markägaren ringer och säger att det brinner i avfallstippen. Den 23 december beslutar brandkåren att agera. Den 19 februari var högen helt täckt med sand och ingen synbar rök kunde ses.

Mot bakgrund av detta gjordes beräkningarna för perioden 18 december 2020 – 19 februari 2021. Utsläppet av PM2.5 anpassades så att de beräknade genomsnittliga halterna vid Tegelvreten och Söderängstorp stämde med de uppmätta genomsnittliga halterna för samma period (Figur 2). Den genomsnittliga kvoten mellan beräknad och uppmätt halt PM2.5 var 0.6 och 1.3 för Söderängstorp respektive Tegelvreten.



Figur 2. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter av PM2.5 vid Söderängstorp och Tegelvreten under mätperioden med kraftig rökutveckling i januari-februari 2021.

Relation mellan halter av olika ämnen

Utifrån beräknade partikelhalter och deposition går det även att beräkna motsvarande mängder av tungmetaller och summan av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som analyserats vid Söderängstorp och Tegelvreten. De elva tungmetaller som analyserats är; nickel (Ni), kadmium (Cd), arsenik (As), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), mangan (Mn), zink (Zn), koppar (Cu), vanadin (V) samt kvicksilver (Hg). De PAH:er som ingick i analyserna var; fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ah)antracen, benso(ghi)perylene, indeno(1,2,3)pyren, naftalene, acenaften, fluoren.

Analyserna av tungmetaller (5 st) och PAH:er (4 st) avser dygnsprover som fördelades mellan nio utvalda höghaltsdygn som bedömts utifrån kontinuerligt uppmätt PM_{2.5}. Analyserna gjordes på partiklar från fyra dygnsfilter av PAH:er respektive fem dygnsfilter av olika tungmetaller. Genom att anta att relationen mellan totala partikelhalten i röken och olika ämnen är konstant kan halter och deposition av olika ämnen beräknas. Mätresultaten av PM_{2.5} i relation till bly respektive summan av olika PAH:er redovisas nedan i Tabell 3 och 4. Liknade förhållanden kan tas fram för övriga tungmetaller samt enskilda PAH:er men dessa valdes ut då halter i luft var särskilt förhöjda.

Observera att halterna är totala halter och inkluderar bidrag från andra källor än branden. Det högsta månadsmedelvärdet av bly i PM₁₀ vid bakgrundsstationen i Norunda¹ var 0,0017 µg/m³ år 2018, vilket indikerar att de höga blyhalterna uppmätta vid Söderängstorp och Tegelvreten främst berott på branden. Om man antar att all bly i bakgrundsluften är på partiklar < 2.5 µm i diameter så var andelen bly av PM_{2.5} 0.00025 g/g i bakgrundsluft. Dvs de maximala andelarna bly i PM_{2.5} vid Kagghamra är ca 30 gånger högre än i bakgrundsluften.

Tabell 3. Uppmätta dygnsmedelhalter av PM_{2.5} och bly samt relationen mellan ämnena under dygnet med de högsta PM_{2.5} halter.

Plats, datum (år 2021)	PM _{2.5} µg/m ³	Bly µg/m ³	Kvot Bly/PM _{2.5}
Söderängstorp 2 feb	54	0,24	0,0044
Söderängstorp 7 feb	87	0,91	0,011
Söderängstorp 9 feb	83	1	0,012
Tegelvreten 31 jan	111	0,6	0,0054
Tegelvreten 5 feb	58	0,38	0,0066
MEDEL	79	0,6	0,008

¹ Norunda ligger 30 kilometer norr om Uppsala (se <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/luft/nationell-luftovervakning-2019-nr-c-584.pdf>).

Maximalt månadsmedelvärde vid Norunda 2018	6.9	0,0017 ^a	0,00025
Kagghamra/Norunda		370	32

^a Avser högsta månadsmedelvärdet av halten bly i PM10 som inte inträffar samtidigt som högsta halten PM2.5.

Det högsta månadsmedelvärdet av PAH i PM2.5 vid bakgrundsstationen i Norunda var 0,0029 µg/m³ år 2018, vilket indikerar att de högsta PAH halterna uppmätta vid Söderängstorp och Tegelvreten främst berott på branden. Om man antar att all PAH i bakgrundsluften är på partiklar < 2.5 µm i diameter så var andelen PAH av PM2.5 0,00064 g/g i bakgrundsluft. Dvs de maximala andelarna bly i PM2.5 vid Kagghamra är ca 1,6 gånger högre än i bakgrundsluften.

Tabell 4. Uppmätta medelhalter* av PM2.5 och PAH:er samt relationen mellan ämnena under dygnet med de högsta PM2.5 halter.

Plats, datum (år 2021)	PM2.5 µg/m ³	PAH µg/m ³	Kvot PAH/PM2.5
Tegelvreten 30 jan	56	0,044	0,0008
Tegelvreten 1 feb	84	0,049	0,0006
Söderängstorp 1 feb*	82	0,118	0,0014
Söderängstorp 8 feb*	81	0,117	0,0014
MEDEL	76	0,082	0,001
Maximalt månadsmedelvärde vid Norunda (2018)	6,9	0,0029	0,00064 ^a
Kvot Kagghamra/Norunda		29	1.6

* Halterna av PM2.5 har tagits fram under perioden som filterprovtagaren var aktiv under dygnet. Under sen eftermiddag mättades filtret varpå provtagningen automatiskt avstannade.

^a Högst andel PAH inträffade inte då PM2.5 var som högst.

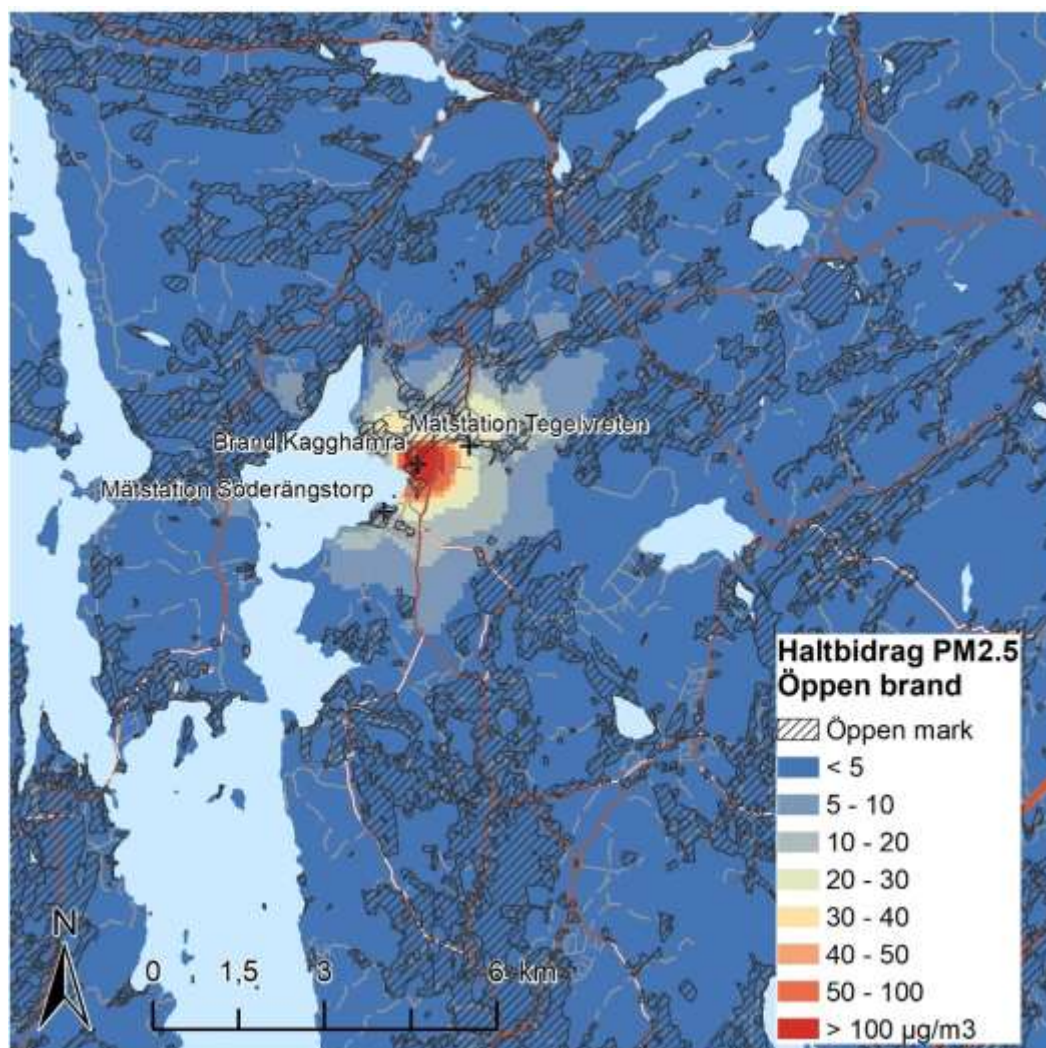
Resultat

Beräknade genomsnittliga bidrag till halterna av PM_{2.5} i luften under perioden då det var öppen brand, 18 december – 19 februari 2021, visas i figur 3a-b. De genomsnittliga haltbidragen har sjunkit med en faktor 10 på ca 1 - 2 km avstånd från branden. Något förhöjda halter syns i luften någon kilometer nordost och nordväst om branden. I övrigt sjunker haltbidragen i ungefär samma utsträckning i olika riktningar från branden.

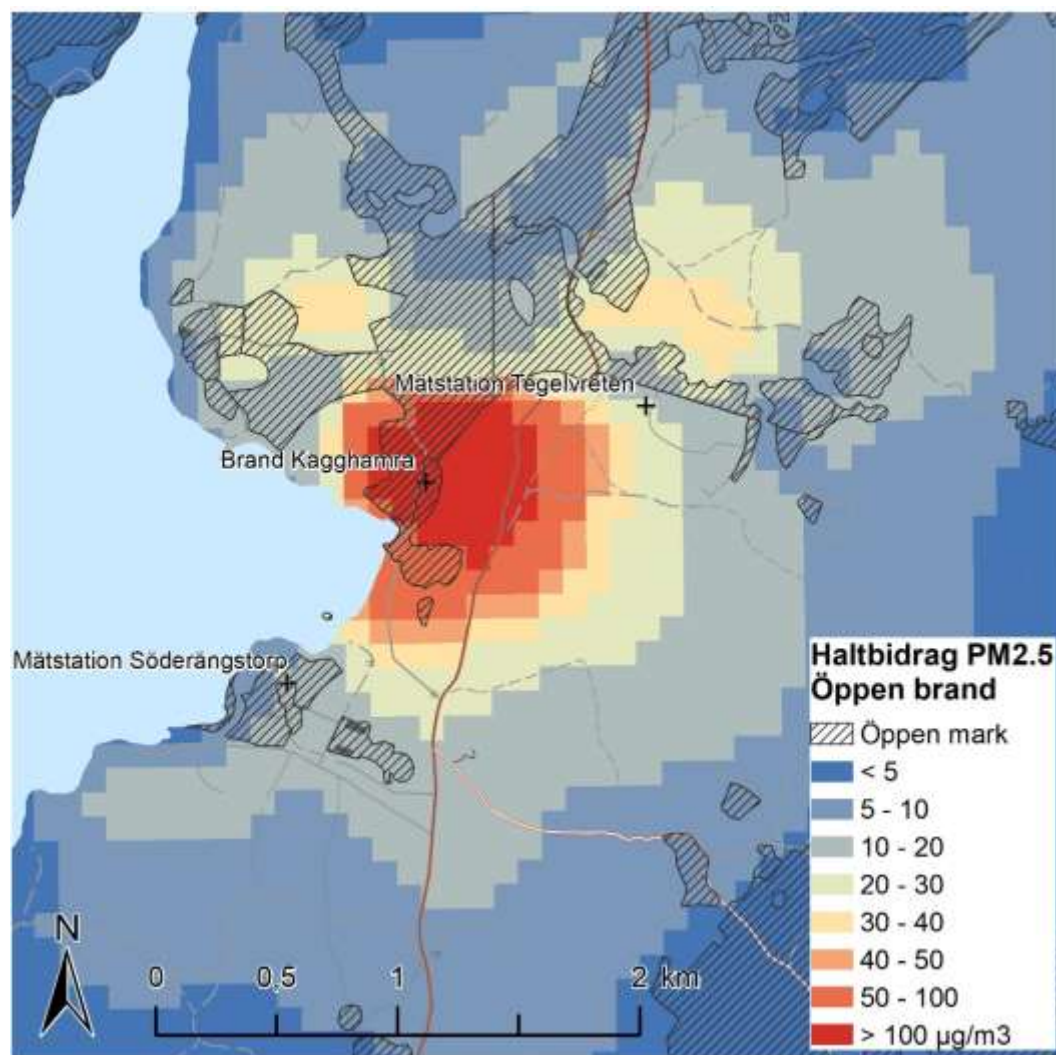
När man räknar om PM_{2.5} halterna till blyhalter med hjälp av kvoterna under de värsta dyggen så kan man konstatera att de genomsnittliga bidragen från branden till blyhalterna underskrider med råge gränsvärdet (0,5 µg/m³) i hela området utom precis intill branden.

Beräknade genomsnittliga bidrag till depositionen på markytor av PM_{2.5}, bly samt PAH som beror på brandröken framgår i figurerna 4-6 (a: hela beräkningsområdet och b: området där störst deposition beräknats). Provtagningsplatserna där markprover att yttjord framgår även på de inzoomade depositionskartorna (Kagghamra avfallsbrand – utredning av föroreningsituationen och förslag på vidare hantering). Notera att den absoluta mängden som deponerat och den geografiska variationen är osäker och bör kontrolleras med t ex analyser av jord/växtmaterial .

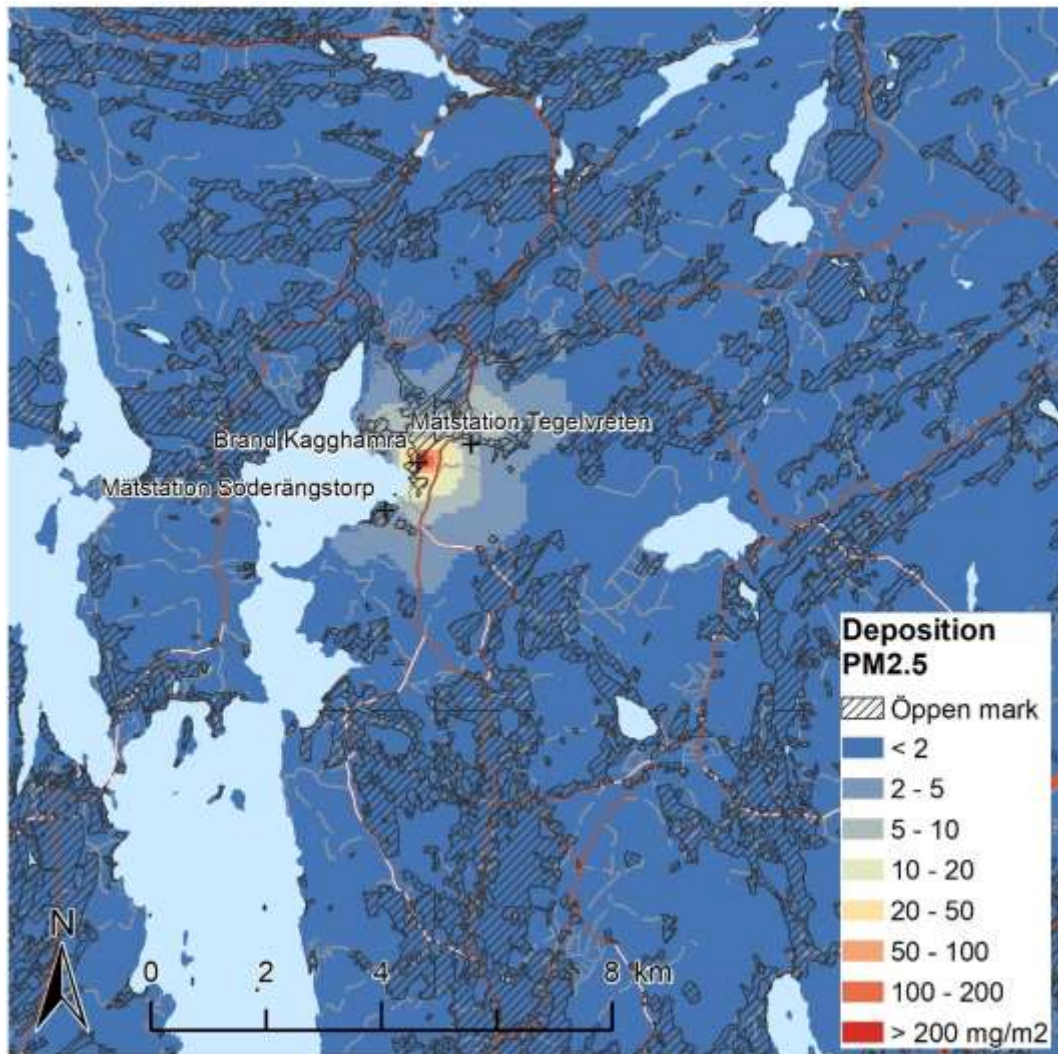
Den geografiska variationen i depositionen av bly och PAH på markytor är i stort sett densamma som för haltbidragen av partiklar. Förhållandevis högst deposition sker inom 500 m av branden. Depositionen på öppen mark är något högre på öppna ytor norr om branden jämfört med marken söder om branden. Speciellt i nordost och nordväst. Depositionen avtar snabbare med avståndet från branden jämfört med partikelhalterna.



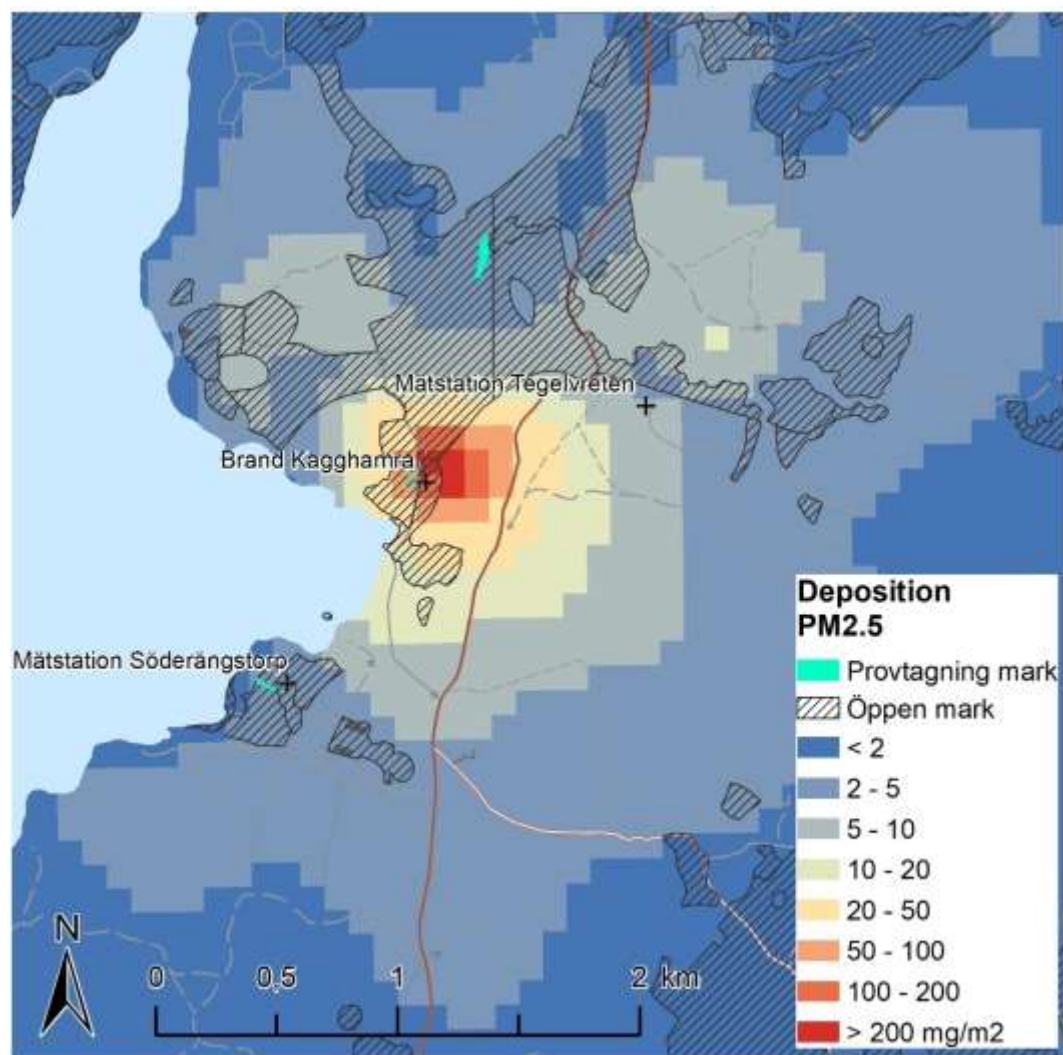
Figur 3a. Beräknade genomsnittliga haltbidrag till luft från branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



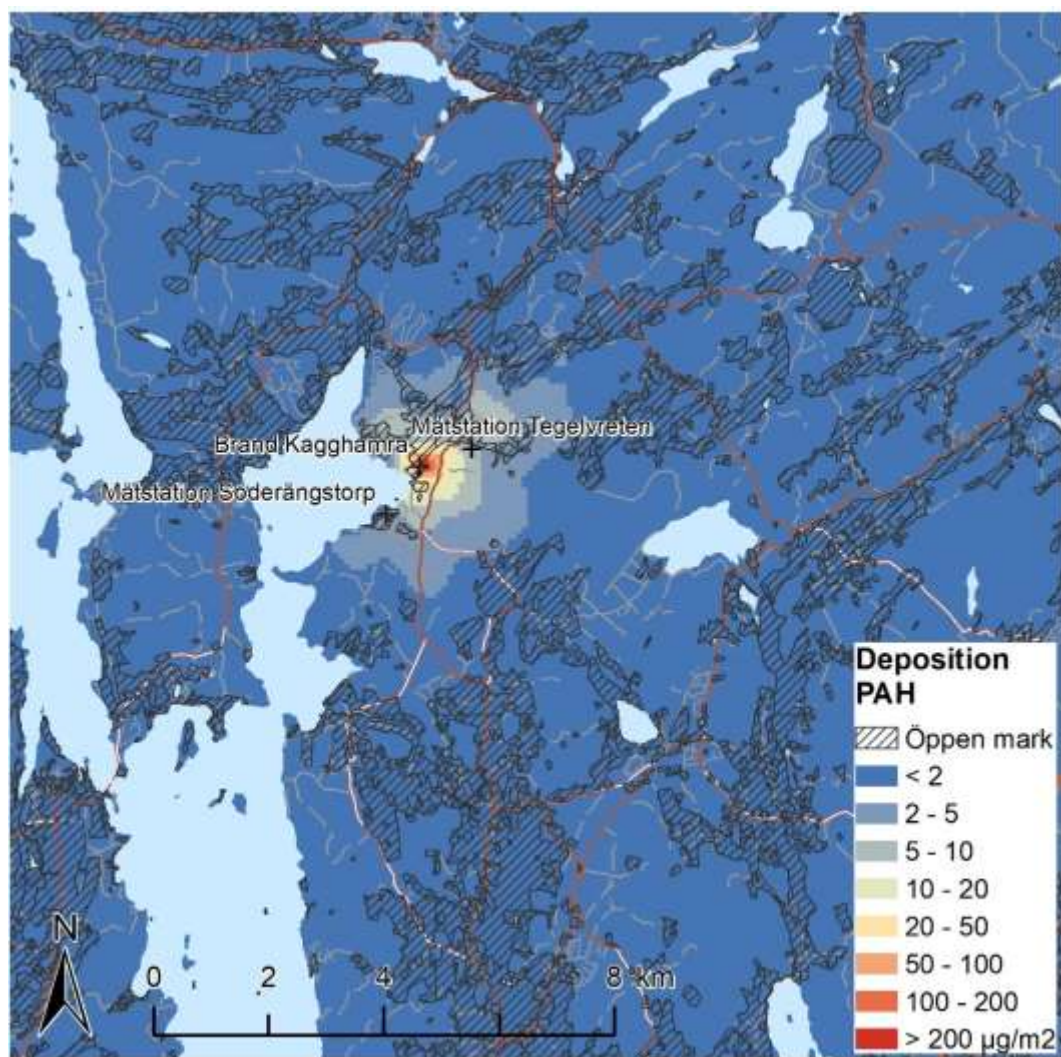
Figur 3b. Beräknade genomsnittliga haltbidrag från branden till luft för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021 i området med högst halter. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



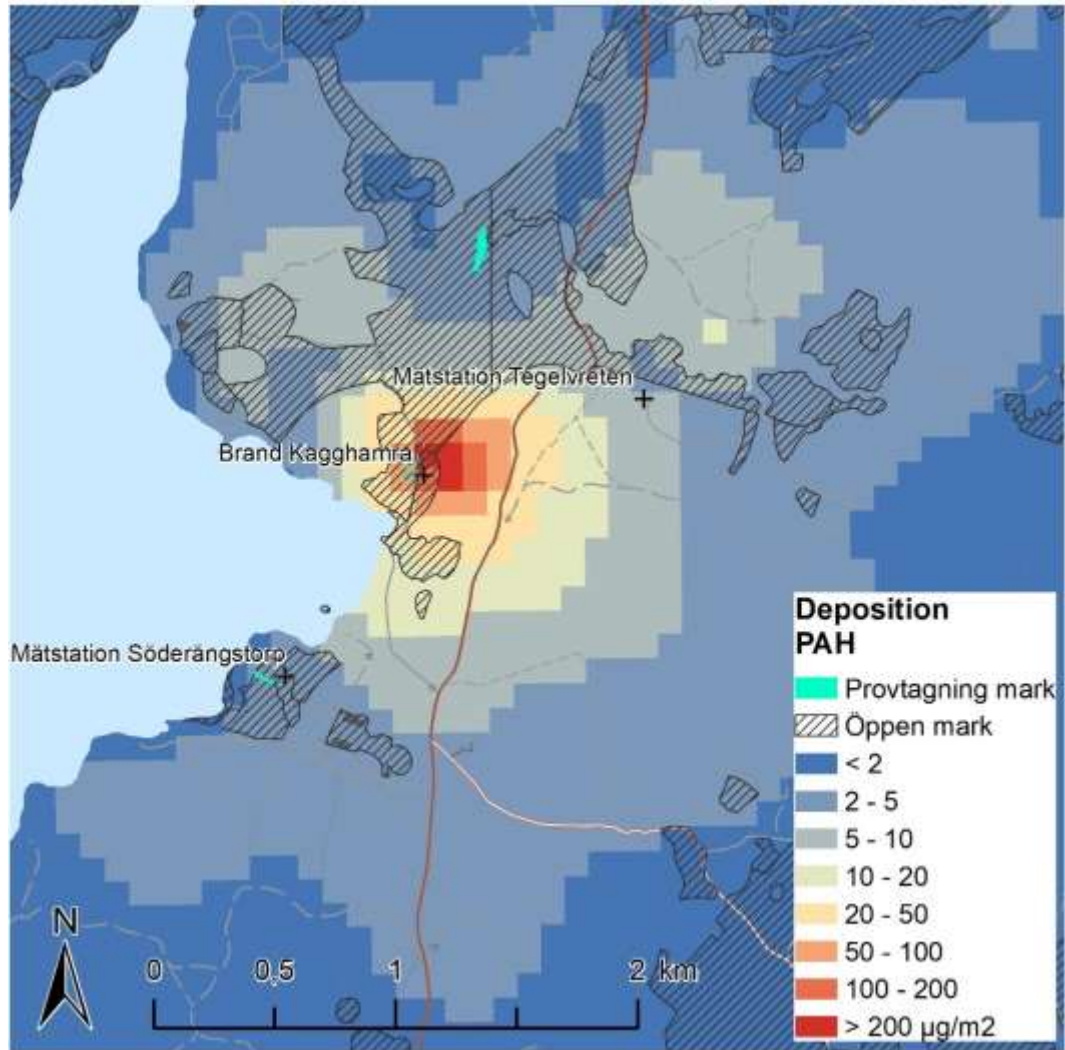
Figur 4a. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av partiklar på markytor på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



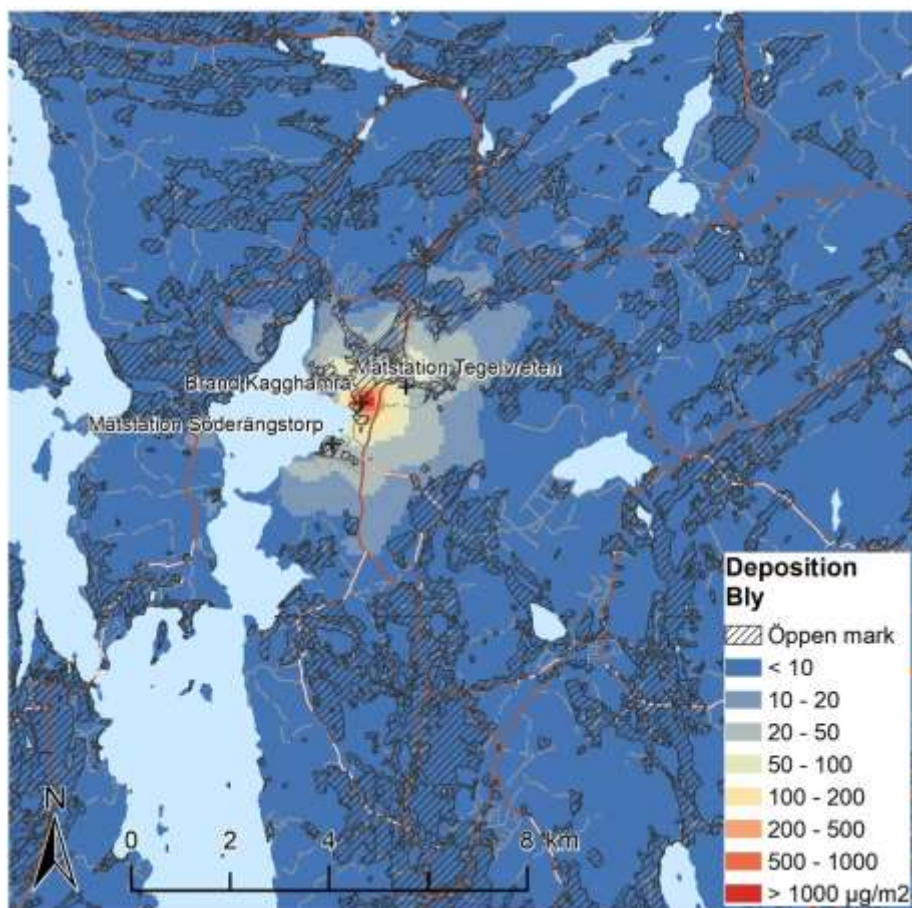
Figur 4b. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av partiklar på markytan på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021 i området med störst deposition. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



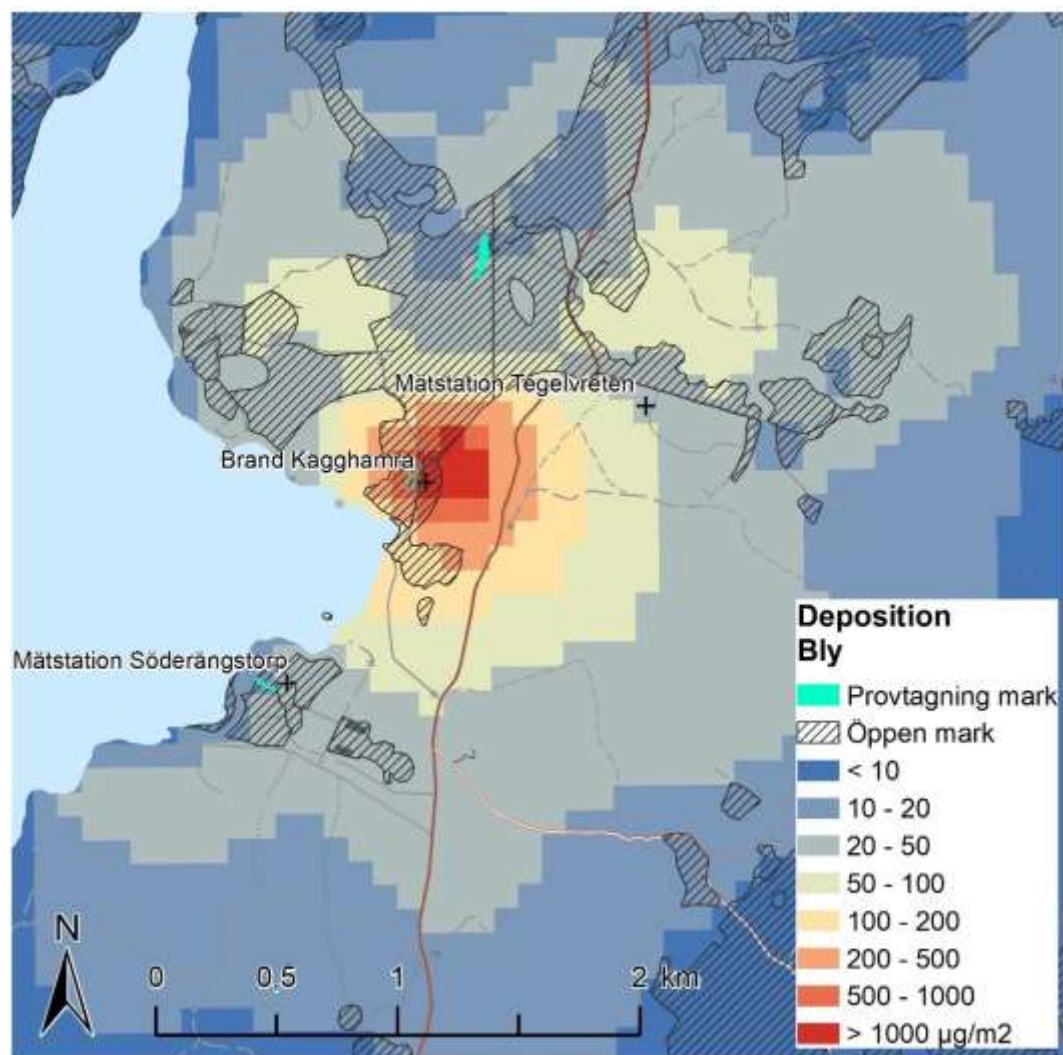
Figur 5a. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av PAH på markytor på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



Figur 5b. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av PAH på markytor på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021 i området med störst deposition. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



Figur 6a. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av bly på markytan på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.



Figur 6b. Beräknat genomsnittligt bidrag till depositionen av bly på markytor på grund av branden för perioden 18 december 2020 till 19 februari 2021 i området med störst deposition. Den öppna markytan (svart streckade områden) inkluderar åker och annan öppen mark enligt Länsstyrelsens terrängkarta.

Kommentarer om utsläppen och depositionen

Utsläpp av PM2.5

Som påpekats tidigare så är mängden partiklar som branden orsakar okänd. Men baserat på jämförelser mellan de beräknade och uppmätta halterna PM2.5 vid Tegelvreten och Söderängstorp så ansattes utsläppet PM2.5 till totalt drygt 170 ton för hela brandperioden (63 dygn). Detta är ungefär dubbelt så mycket partiklar som släpptes ut i avgaserna från all vägtrafik i Stockholms län under hela 2020.

PAH-utsläppen

Räddningsverket (<https://rib.msb.se/Filer/pdf/18193.pdf>) har uppskattat hur stora utsläpp till luften som kommer från bränder under ett år av dioxiner, PAH (polycykliska aromatiska kolväten), och VOC (flyktiga kolväten). Uppskattningarna baserar sig på statistik av bränder i byggnader, fordon, sopor och skogsbränder i Sverige under år 1999. Totalt uppskattas att utsläppen ligger i intervallen 0,5 - 1,4 g TEQ (toxisk ekvivalens) för dioxiner, 2 - 12 ton för PAH och 13 - 200 ton för VOC under ett år. De största bidragen avseende dioxiner kommer från brand i containers. Andra viktiga källor för utsläpp av dioxiner är brand i bostäder samt motorfordon.

De största källorna till utsläpp av PAH och VOC är bränder i bostäder samt skogsbränder. Utsläppen av PAH från branden i Kagghamra uppskattar vi till motsvarande ca 0,2 ton PAH. Enligt Naturvårdsverket var de totala PAH utsläppen i Sverige ca 14 ton år 2019 (<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/PAH-utslapp-till-luft/>).

Sammanställningen av Räddningsverket visar att mängden brännbart material som omfattas av brand i byggnader under ett år uppgår till cirka 7 500 ton, och från skogsbränder cirka 2 600 ton. Till detta kommer sedan 2 000 – 3 000 ton från bränder i fordon och bränder i soprum och sopcontainrar. Alltså ca 13 000 ton material som brinner totalt. Botkyrka kommun har uppskattat att avfallshögen i Kagghamra innehåller ungefär 10 000 ton.

Bly-utsläppen

Vi uppskattar blyutsläppen från branden i Kagghamra till 1,3 ton.

Enligt Naturvårdsverket var de totala utsläppen i Sverige 8 ton år 2019 (<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Bly-till-luft/>). Enligt Räddningsverket (<http://cursnet.srv.se/clm/publikationer/filer/miljokunskap-for-raddningstjansten-srv.pdf>) så släpptes bland annat stora mängder bly och zink ut via en brand i Västervik år 1997. Branden uppstod i 75 000 m³ byggavfall innehållandes rivningsflis, vilket kan förklara de förhållandevis stora utsläppen som vi beräknat för Kagghamra-branden.

PAH och bly-depositionen

Mindre än 5 % av de utsläppta mängderna PAH och bly beräknas falla ner på marken inom beräkningsområdet som visas i Figurerna A-D.

Närmast branden är dock depositionen kraftigt förhöjd jämfört med depositionen som orsakas av andra utsläpp. Enligt mätningar vid bakgrundsstationer i södra Sverige ligger PAH depositionen på 80 till 100 ng per m² per dygn och blydepositionen på 0,3 till 0,8 µg per m²/dygn 2019. Beräknad deposition på de öppna markytorna inom 1 km från branden är mellan 46 - 5100 ng per m²/dygn PAH respektive 0,4 - 41 µg per m²/dygn för bly.

Osäkerheter i beräkningarna

Osäkerheterna och deras betydelse i dessa beräkningar listas i tabell 5. Det finns en rad osäkerheter i hela kedjan från utsläpp till halter och deposition. För att säkerställa resultaten krävs provtagning och analys av deponerade mängder.

Tabell 5. Osäkerheter i beräkningarna.

Osäkerhetsfaktor	Hantering av osäkerheten	Kvarstående osäkerheter
Utsläppet av partiklar från branden är inte känt	De beräknade halterna jämförs med uppmätta halter vid Tegelvreten och Söderängstorp	För enskilda timmar dagar kan de beräknade halterna skilja sig drastiskt, dels beroende på variationer i utsläppen, dels beroende på att modellens vindförhållanden är inkorrekt.
Utsläppen av PAH är inte kända	För de beräknade halterna av PAH antas att det uppmätta förhållandet mellan PAH och PM2.5 är konstant under hela perioden.	Mätningarna visar att förhållandet mellan PAH och PM2.5 varierar vilket medför stora osäkerheter i de beräknade PAH halterna enskilda timmar/dygn.
Utsläppen av bly är inte kända	För de beräknade halterna av bly antas att det uppmätta förhållandet mellan bly och PM2.5 är konstant under hela perioden.	Mätningarna visar att förhållandet mellan bly och PM2.5 varierar vilket medför stora osäkerheter i de beräknade blyhalterna enskilda timmar/dygn.
Den geografiska variationen i depositionen av partiklar, PAH och bly.	Det finns inga data på hur depositionen varierar. Den geografiska variationen beror på antagen depositionshastighet för olika marktyper och den beräknade spridningen av brandröken.	Beräknad deposition bör jämföras med analyser av innehållet i jord och grödor på olika platser.
Depositionshastigheterna är osäkra – stora skillnader mellan olika mätningar och beräkningsmodeller beroende bl. a. på partikelstorlek och meteorologiska förhållanden (se Bilaga 1)	Det finns inga data på partikelstorleken i detta fall. Mätresultaten som presenteras för partiklar i intervallet 0.01 – 0.5 µm (vilket motsvarar förbränningspartiklar) anger värden på 0.01 – 0.1 cm/s, dvs. en faktor 10 i variation.	Beräknad deposition bör jämföras med analyser av innehållet i jord och grödor på olika platser.
Deposition på grund av uttvättning med regn och snö är inte medräknad.	Det antas att torrdepositionen ger det dominerande bidraget till den totala depositionen.	Beräknad deposition bör jämföras med analyser av innehållet i jord och grödor på olika platser.

Referenser

Giardina, M., Buffa, P. A new approach for modeling dry deposition velocity of particles. Atmospheric Environment, 180, 11-22, 2018.

Liljemark Consulting AB, Kagghamra avfallsbrand – utredning av föroreningsituationen och förslag på vidare hantering, rapport 19505.

Bilaga

Torrdepositionshastigheter som funktion av partikelstorleken (Giardin och Buffa, 2018).

Gräsytor

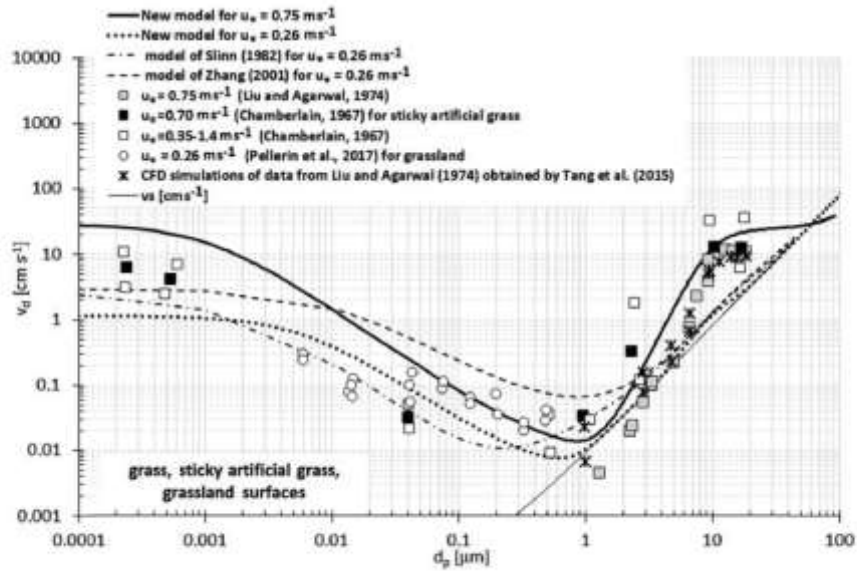


Fig. 3. A comparison between deposition velocity predictions, obtained using the new model for friction velocities $u_* = 0.75$ and 0.26 (m s^{-1}), and experimental measurements reported in (Chamberlain, 1967; Liu and Agarwal, 1974; Pellerin et al., 2017). CFD simulations of experimental data from Liu and Agarwal (1974), as reported in (Tang et al., 2015), are depicted. Additionally, predictions using the models of Slinn (1982) and Zhang et al. (2001) are shown for $u_* = 0.26$ (m s^{-1}).

Sjöar

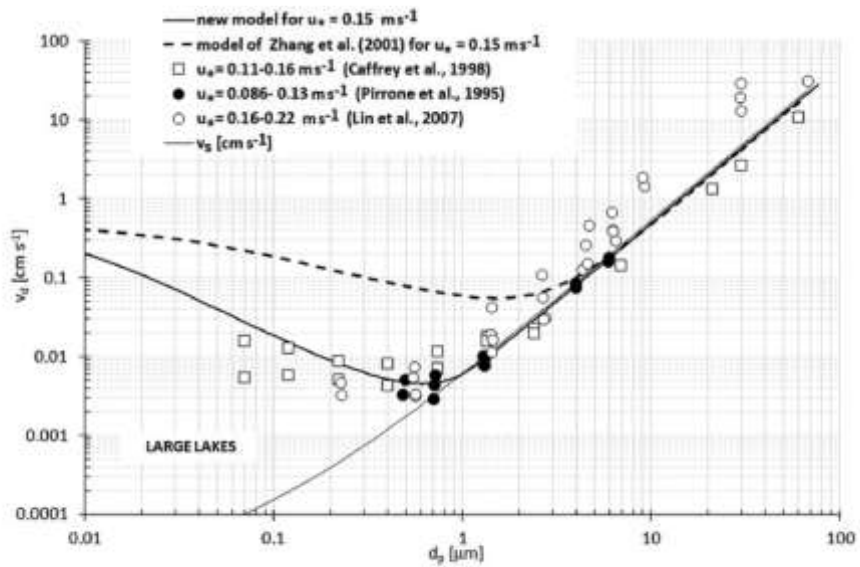


Fig. 5. A comparison between the deposition velocities obtained using the new model with a friction velocity $u_* = 0.15$ (m s^{-1}) and the experimental data reported in (Pirrone et al., 1995; Caffrey et al., 1998; Lin et al., 2007) for large lakes and similar values of u_* . The predictions obtained using the model of Zhang et al. (2001) are shown.

Skog

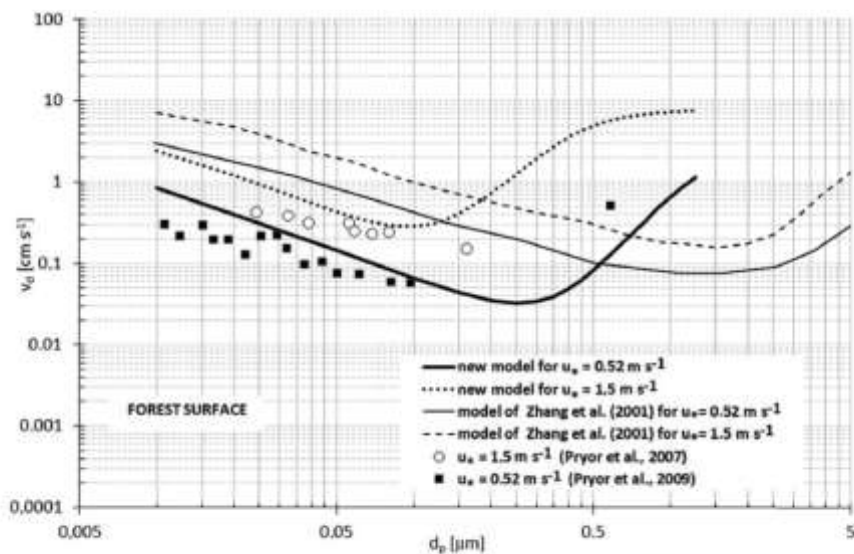


Fig. 8. A comparison between the deposition velocities evaluated using the new model and the experimental data obtained by Pryor et al. (2007, 2009) for forest surfaces. The results obtained using the model of Zhang et al. (2001) are shown for the same friction velocities.