

Bullerskärmar som åtgärd mot höga halter av luftföroreningar

Delrapport 1: Sammanställning av kunskapsläget

Christer Johansson

Utfört på uppdrag av Trafikverket

SLB 22:2021



Uppdragsnummer	2020060
Daterad	2021-06-08
Handläggare	Christer Johansson, 0761228931
Status	Granskad av Beatrice Säll

Förord

Denna litteraturstudie har genomförts av Christer Johansson vid SLB-analys, Miljöförvaltningen, Stockholm. Detta är en första delrapport i projektet ”Bullerskärmar som åtgärd mot höga halter av luftföroreningar” som finansieras via Trafikverkets FOI anslag (Trafikverket TRV 2020/101103). Handläggare på Trafikverket är Michelle Benyamine Remahl, som också granskat rapporten.

Innehåll

1	Sammanfattning av tidigare studier	7
2	Bakgrund och syfte.....	8
3	Genomförande.....	9
4	Sammanställning av studier	10
5	Olika faktorer påverkan på halterna	17
5.1	Påverkan på luftblandningen	17
5.2	Halternas variation med skärnhöjd, avstånd och meteorologi	18
5.3	Skärmens design	22
5.4	Skärmens placering och en eller två skärmar	26
5.5	Nedsänkta och upphöjda vägar	29
5.6	Kanteffekter	31
5.7	Skärmars effekt baserat på mätningar	33
5.8	Vegetationseffekter i anslutning till skärmar	37
6	Modeller	43
6.1	CFD modeller	43
6.2	Förenklade modeller	44
6.2.1	Halter bakom skärmar (exkluderande vägområdet).....	44
6.2.2	Halter i vägområdet	48
6.3	Jämförelse mellan CFD och förenklade modeller	49
6.4	Inverkan av kemiska och partikeldynamik.....	51
7	Referenser.....	52

1 Sammanfattning av tidigare studier

Tidigare studier baserat på mätningar och/eller modellberäkningar visar att halterna kan vara väsentligt lägre bakom bullerskärmar som placerats längs hårt trafikerade motorvägar. Exempel på resultat:

- 15 % lägre PM och CO halter (upp till 50 %) (Baldauf et al., 2008))
- 45 % - 50 % lägre halter av antal partiklar (Ning et al., 2010)
- 15 % - 61 % lägre spårgashalter beroende på höjden på bullerskärmen (Hagler et al., 2011)

Höjden på skärmen har stor betydelse för hur mycket lägre halterna blir bakom skärmen och även hur långt nedströms från skärmen som halterna påverkas. En skärm på vardera sidan av vägen ger större effekt jämfört med bara en skärm på ena sidan. Skärmens design kan också ha betydelse – dess bredd, om den är T-formad, böjd mot eller från vägen etc.

En del studier, både mätningar och beräkningar, har också visat att halterna är högre i vägbaneområdet uppströms skärmen, vilket skulle kunna betyda att bilisternas exponering ökar något med skärmar även effekten oftast troligen är marginell sett till den totala exponeringen. Men i vissa fall kan halterna i vägbaneområdet öka med flera 100 % beroende på geometrin (skärmhöjd, en eller två skärmar, avstånd till trafik och meteorologiska förhållanden). Liknande effekt fås om vägen är nersänkt i förhållande till markplanet. En del mätningar och beräkningar visar att halterna på längre avstånd bakom skärmen (på avstånd motsvarande ca 20 till 50 gånger skärmens höjd) kan vara något högre med skärmar jämfört med utan. Potentiellt kan detta öka en del av befolkningens exponering och därmed delvis motverka den positiva effekten av skärmen. Effekten beror på de meteorologiska förhållandena. Sannolikt har också topografi förekomst av byggnader och annat som påverkar omblandningen stor betydelse för skillnaden i halter med och utan skärm, även om detta inte studerats i detalj.

Förekomsten av vegetation i anslutning till bullerskärmen kan ha viss betydelse för halterna beroende bland annat på hur tät och hög vegetationen är. Enligt vissa studier beror betydelsen av vegetation främst på dess påverkan på luftomblandningen. Men för vissa luftföroreningar med hög depositionshastighet såsom ultrafina partiklar ($<0,1 \mu\text{m}$) och större slitagegenererade partiklar ($>1 \mu\text{m}$) kan depositionen på vegetationen bidra till att ytterligare reducera halterna.

Jämförelser med resultat från mätningar i vindtunnlar och i anslutning till skärmar vid vägar visar att relativt enkla modeller kan användas för att analysera potentiella effekter av skärmar på luftföroreningshalterna. Mer avancerade beräkningar med strömningsmodeller kan användas för att ta hänsyn till mer komplexa förhållanden där luftomblandningen påverkas av topografi och byggnader. Hittills har inverkan av fotokemi och partikeldynamik inte studerats. Potentiellt kan en skärm leda till något högre ozonhalter bakom skärmen jämfört med utan skärm.

2 Bakgrund och syfte

Eftersom vägtrafikens utsläpp utgör det enskilt största bidraget till negativ hälsopåverkan på grund av befolkningens luftföroreningsexponering krävs mer åtgärder som begränsar utsläppen eller minskar exponeringen på andra sätt. Utsläppen av de flesta avgasrelaterade luftföroreningar har sjunkit kraftigt i takt med strängare utsläppskrav på nya fordon, speciellt i och med introduktionen av Euro 6. Genereringen av de oreglerade slitagepartiklarna har inte minskat i samma utsträckning. Det krävs ytterligare åtgärder för att nå de Svenska miljömålen och för minska negativ hälsopåverkan.

Luftföroreningshalterna kan minskas utan att påverka utsläppen genom att antingen öka depositionen (upptaget på olika ytor) av luftföroreningarna eller öka luftomblandningen så att föroreningarna späds ut effektivare. Bullerskärmar kan bidra både till ökad luftomblandning och om de kombineras med vegetation kan de också öka depositionen av vissa luftföroreningar. När luften blåser från vägen mot skärmen tvingas den stiga över skärmen varvid det bildas luftvirvlar som ökar den vertikala luftomblandningen. Bakom skärmen bildas en zon där den turbulenta omblandningen medfört speciellt kraftig utspädning av trafikens utsläpp. På längre avstånd från skärmen kan dock halterna bli högre jämfört med att inte ha någon skärm.

Projektet syftar till att med hjälp av mätningar och beräkningar undersöka hur skärmar längs med högtrafikerade vägar kan användas för att minska halterna och exponeringen för trafikens utsläpp. Målen är att kvantifiera och ta fram en modell för beräkning av betydelsen av skärmar för luftkvalitet längs med statligt vägnät, samt kartlägga befintliga och framtida sträckor där skärmar kan användas som åtgärd.

Inledningsvis genomförs en sammanställning av kunskapsläget baserat på en litteraturstudie med fokus på vetenskapliga publikationer under de senaste 10 – 20 åren.

3 Genomförande

Denna litteraturstudie baseras främst på artiklar publicerade i vetenskapligt granskade tidskrifter. Sökningar har skett huvudsakligen via Google, Google Scholar¹, Web of Science², Scopus³ och Science Direct⁴. Exempel på sökord som använts är ”noise screens” eller ”noise barriers” eller ”roadside infrastructure” OCH ”air quality” eller ”air pollution” eller ”near-road air quality”.

Sammanställningen innefattar både modellstudier och mätningar som genomförts både under verkliga förhållanden och i olika vindtunnlar. Även översiktsartiklar som behandlar åtgärder för att minska utsläpp och haltbidrag från vägtrafiken har inkluderats.

¹ Googles forskare indexerar hela texten i vetenskaplig litteratur över en rad publiceringsformat och discipliner. Googles scholarindex innehåller de flesta peer-reviewed online-tidskrifter i Europa och Amerikas största vetenskapliga utgivare.

² Web of Science består av databaser som innehåller information som samlats in från tusentals vetenskapliga tidskrifter, böcker, bokserier, rapporter och mer.

³ Scopus är en abstrakt och citatdatabas som innehåller både vetenskaplig granskad forskningslitteratur och kvalitetskällor på nätet. Med över 19 000 titlar från mer än 5 000 internationella förlag erbjuder Scopus forskning inom vetenskapliga, tekniska, medicinska och samhällsvetenskapliga områden och, nyligen, även inom konst och humaniora.

⁴ ScienceDirect erbjuder tidskriftsartiklar och bokkapitel från mer än 2500 peer-reviewed tidskrifter och mer än 11000 böcker. Det finns för närvarande mer än 9,5 miljoner artiklar/kapitel, en innehållsbas som växer med en hastighet på nästan 0,5 miljoner tillägg per år.

4 Sammanställning av studier

Modellberäkningar av effekter av bullerskärmar baseras på alltifrån empiriska samband som inte tar hänsyn till topografi och luftens stabilitet till väldigt detaljerade strömningsmodeller (CFD modeller) som till exempel kan ta hänsyn till effekter av vegetation, fordonsturbulens, byggnader och skärmars utformning. Båda metoderna har givetvis sina för- och nackdelar.

Mätningar har genomförts på flera olika sätt: i) längs vägar med befintliga plank, ii) artificiellt uppbyggda plank som inte behöver ligga längs en väg utan där man använder någon spårgas som släpps ut i känd mängd framför planket eller iii) i vindtunnlar som är fysiska modeller med skärmar, vägar, byggnader etc. och där luftomblandningen och spårgashalter registreras. Mätresultat har använts för att utveckla och validera olika beräkningsmodeller.

Det finns också några mer allmänna översiktsartiklar som sammanfattar forskning rörande åtgärder för att minska effekter av trafikutsläpp på halter nära vägar eller i städer:

- Baldauf et al. (2009) behandlar faktorer som påverkar halter längs vägar och design av nätverk för mätningar.
- Gallagher et al. (2015) går igenom olika passiva metoder för att minska påverkan på halter längs vägar, inklusive bullerskärmar.
- Huertas et al. (2021) är ingen review artikel men innehåller en lista av modellerings- och experimentella studier 2009 – 2021 som analyserar effekter av bullerplank på luftkvalitet.
- Li et al. (2021) går igenom en rad åtgärder för att minska halter i städer såsom att förbättra luftomblandning t ex med bullerskärmar.

Tabell 1 ger en översikt av vetenskapliga studier som behandlar skärmars effekter på halterna av olika luftföroreningar. Totalt 23 studier som baseras på fältmätningar, vindtunnelmätningar och modelleringar.

- Samtliga studier visar att halterna reduceras på läsidan i nära anslutning till bullerskärmar jämfört med utan skärm
- Några studier visar att halterna blir högre i vägbaneområdet och även på långt avstånd från skärmen
- Skärmarnas höjd och design samt om det är skärm bara på ena eller båda sidorna av vägen har betydelse för hur mycket halterna påverkas
- De meteorologiska förhållandena är viktiga, dels den horisontella vindhastigheten, dels luftens stabilitet
- Vegetation kan antingen öka eller minska halterna beroende på utformningen

Tabell 1. Sammanfattning av mätningar och modellberäkningar avseende betydelsen av skärmar på luftföroreningshalterna. Studierna är sorterade från den äldsta (2007) till den senaste publikationen (2021). För förklaringar och mer detaljerad beskrivning av olika modeller se avsnitt "6. Modeller".

Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Skärm och vegetation	Halterna lägre med skärm, men halterna minskar snabbare med avståndet utan skärm. Skärm plus vegetation gav lägst halter.	Verklig trafik, 8-filig väg med 120 000 fordon per dygn (Raleigh, North Carolina, USA). Skärmen var 6 m hög, 2 m bred och sträckte sig 352 meter längs vägen.	Antal partiklar, mobila mätningar	Quick Urban Industrial Complex modell (QUIC) för vindfält	2007	Bowker et al. (2007)
Skärm och vegetation Påverkan av vindriktning Kanteffekter	Halter av CO och partikelantal minskade med mellan 15 % och 50 % vid vinkelrät vind. Träd minskade halterna ytterligare.	Trafikerad väg 125 000 fo/dy (Raleigh, North Carolina, USA). Öppen plats med en 6 m hög skärm placerad 5 m från vägen.	CO, CO ₂ , NO _x , NO ₂ , PM10, PM2.5, antal partiklar, storleksfördelning.	-	2008	Baldauf et al. (2008) (samma plats som Bowker et al., 2007)
Upphöjd/nedsänkt väg med raka eller vinklade väggar (6 och 9 meter) Olika skärnhöjder (6 och 9 meter)	Utspädningen av plymen med trafikavgaser kan kvantifieras baserat på den vertikala luftutbyteshastigheten och genom att förskjuta källan ett visst avstånd från vägen.	Vind tunnel	Etan (spårämne)	(oändlig linjekällemodell)	2009	Heist et al (2009)

SLB 22:2021 Effekt av bullerskärm på luftföroreningar - litteratursammanställning

Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Effekter av olika stabilitet Kanteffekter	Högre stabilitet medför högre koncentrationer som sträcker sig över ett större område. Bakom skärmen bildas en recirkulationszon med mer än 50 % lägre koncentration jämfört med utan skärm. Högre koncentrationer på vindsidan av skärmen jämfört med utan skärm.	SF6 i känd mängd släpps ut i ventiler som sträcker sig 54 meter bakom skärm och utan skärm. Skärmen består av staplade höbalar till en höjd av 6 meter, 90 meter lång. Homogen yta på vindsidan. Jämför även med vindtunneldata.	SF6 (spårämne)		2010	Finn et al. (2010),
Olika skärnhöjd, material och form Vegetation, TiO2 beläggning Säsongeffekter.	NOx halterna 25%, 20% och 15% lägre 5m, 10m respektive 28,5m bakom en 4 m hög skärm. PM10 20% och 35% lägre 5m och 10m bakom 4 m hög skärm. NO2 påverkas nästan inte vilket kan bero på att mer ozon blandas ner med skärm. Med 7 m hög skärm är NOx halterna 45%, 40% och 25% lägre 5m, 10m resp. 28,5m bakom skärmen. Olika alternativa skärmar med exempelvis vegetation, TiO2 eller annan design, gav inte signifikanta skillnader jämfört med referensskärm.	Putten, Holland. Motorväg 65 000 fordon/dygn. Nio olika skärmar olika höjder olika material.	NOx, NO ₂ , PM10, PM2.5. Mätningar på olika avstånd från skärmarna; 5m, 10m, 28,5m.	-	2010	McCrae (2010), Hooghwerff et al. (2010)

SLB 22:2021 Effekt av bullerskärm på luftföroreningar - litteratursammanställning

Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Verklig trafik	Reducerade koncentrationer upp till 100 meter bakom skärmen. Bakgrundshalter erhålls efter 250-400 m med skärm jämfört med efter 150-200 meter utan skärm, dvs. skärmen ger något förhöjda halter på 150 – 250 meter jämfört med utan skärm. Antalet partiklar var ca 2 gånger högre med skärm jämfört med utan på dessa avstånd. Slutsatsen är att effekterna av bullerskärmar bör inkluderas vid kvantifiering av befolkningen exponering för trafikgenererade luftföroreningar.	Två platser längs motorvägar. 1. Med 3.7 meter hög skärm 100 meter i båda riktningarna från mätplatsen längs vägen. 2. Skärmhöjd 5.2 meter, som sträcker sig 100 meter längs vägen i båda riktningarna.	BC, CO, NO ₂ , partikelstorleksfördelning	Södra Kalifornien, USA	2010	Ning et al. (2010)
Olika skärmhöjd (3 – 18 meter) Vindriktning (45, 75 och 90 grader) Kanteffekter.	Halten sjunker med 15 % till 61 % för 3m till 18m höga skärmar på ett avstånd av 20m från vägen (=3,3 skärmhöjders avstånd). Halterna på vindsidan av skärmen ökar med en faktor mellan 1,1 och 2,3 för 3m och 18m höga skärmar	Vindtunnel.	Inert gas	CFD (RANS, olika k-epsilon modeller testades och jämfördes med mätningar)	2011	Hagler et al. (2011)
GC vägar längs motorvägar, med och utan skärmar	UFP reduceras med minst 12 % och upp till 84 % längs en cykelbana intill en 4,6m hög skärm längs en hårt trafikerad väg.	Verklig trafikmiljö med gång- och cykelbanor intill trafikerad väg.	Mätningar av ultrafina partiklar (partikelantal) med och utan skärm längs cykel- och gångbana.	Oregon, USA	2011	Moore et al. (2011)
Betydelse av skärmar för halter på olika avstånd. Vinkelrät vind, olika stabilitet.	Modellen fungerar bäst under neutrala och svagt stabila förhållanden (r2 mellan 0.82 och 0.95 för Idaho Falls data). Halterna överskattas nära skärmen under instabila förhållanden. Jämförelser med vindtunneldata ger r2 mellan 0.93 och 0.97. Skärmens effekt sträcker sig över längre avstånd vid mer stabila förhållanden jämfört med instabila.	Jämförelse med Idaho falls data (SF6): skärmen består av staplade höbalar till en höjd av 6 meter, 90 meter lång. Homogen yta på vindsidan.	Jämförelse med data från vindtunnel (Heist et al. 2009).	Semiempiriska modeller (Source-shift och mixed-wake)	2014	Schulte et al. (2014) och Schulte (2015, doktorsavhandling)

SLB 22:2021 Effekt av bullerskärm på luftföroreningar - litteratursammanställning

Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Upphöjda nedsänkta vägar och skärmar på olika sidor av vägen. Högre koncentrationer i kanterna av skärmar jfrt med utan skärmar.	Halter på vägen ökar med skärmar och nedsänkta vägar. I kanten (änden) av en skärm är halterna förhöjda jämfört med utan skärmen. Typiskt så har effekten av skärmar avtagit helt på 15 skärmhöjders avstånd.	Modell	Jämförelse med data från vindtunnel (Heist et al. 2009)	CFD Large Eddy Simulation (LES) (i Steffens et al. (2013) jämförs RANS med LES)	2014	Steffens et al. (2014)
Effekter av olika stabilitet	Skärmens effekt på omblandningen är ekvivalent med att förskjuta källan HxU/u^* meter från vägen (på vindsidan; H = skärmhöjd; U = vindhastighet; u^* = friktionshastighet). En 4m hög skärm reducerar halterna med 35 % inom 40 m (=10 skärmhöjder) från skärmen. För en 8m hög skärm blir reduktionen 55 %.	Motorväg i Riverside, Kalifornien, med 200 000 fordon per dygn.	Partikelantal (Ultrafina partiklar), detaljerade meteorologiska mätningar	Modifierad mixed-wake modell som bland annat tar hänsyn till minskad inblandning bakom skärmen vid instabila förhållanden	2016	Amini et al. (2016)
Effekter av skärmar och på exponering i fordon. Kanteffekter	50 % lägre halter inom 50m, 30 % lägre inom 300. Ingen ökad halt på vägen framför skärmen, så ingen ökad fordonsexponering. Ingen ökning i halter 100-150 m bakom skärmen.	120 000 – 140 000 fo/dy, bostadsområde. Phoenix, Arizona. 4,5m höga skärmar, 1 m tjocka, 3m från väggkant.	CO, NO ₂ , BC, UFP. Mobila mätningar.	-	2016	Baldauf et al. (2016)
Effekter av vegetationsbarriärer och kombination av vegetation och skärm. Bladyta densitet.	Både en tät vegetationsridå och en kombinerad vegetation- plus skärmland medför lägre halter jämfört med ingen ridå.	Modellering av 6 olika konfigurationer med vegetation.	-	CFD (LES) i kombination med en modell som tar hänsyn till kemi och partikeldynamik (CTAG).	2016	Tong et al. (2016)

SLB 22:2021 Effekt av bullerskärm på luftföroreningar - litteratursammanställning

Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Effekt av skärm: olika avstånd, olika höjd	Modellen stämmer bra med mätningarna. En 4,5m hög skärm reducerar halterna med 40 % närmast skärmen och 10 % 300 m från skärmen.	Modell	BC, UFP, CO, NO2 Tidigare publicerade mätningar längs motorväg beskrivna i Baldauf et al. (2016) och spårgasmätningar av Finn et al. (2010).	Modifierad version av mixed-wake modellen i Schulte et al. (2014)	2016	Venkataram et al. (2016)
Skärmar placerade på ena eller båda sidorna av vägen	Modellen stämmer bra med vindtunneldata. En skärm på vindsidan av vägen kan ge lika stor reduktion av halterna som en skärm på läsidan. Skärmarnas effekt på halterna avtar snabbt med avståndet och är liten på avstånd motsvarande 10 skärnhöjder. Skärmar på båda sidorna är effektivare att reducera halterna jämfört med en skärm på ena sidan.	Valideras med tidigare vindtunnelmätningar av Heist et al. (2009)	-	Förenklad modell som bygger på Schulte et al. (2014), men nu med möjlighet att beräkna effekter av skärmar på båda sidorna vägen.	2017	Ahangar et al. (2017)
Skärmar med och utan vegetation. Vertikal fördelning av halter.	Olika leaf-area-index (LAI) och porositet har betydelse för omblandningen och därmed för reduktionen av trafikpartiklar. Halterna kan öka om omblandningen minskar. Tar inte hänsyn till eventuell deposition av partiklar på vegetationen.	Vindtunnel	CFD och jämförelse med data från vindtunnel (Heist et al. 2009)	CFD (RANS k-ε)	2017	Ghasemian et al. (2017)
Vegetationseffekter: Bara vegetation och skärm + vegetation.	Ett uttryck som kan användas för att beräkna koncentrationen bakom en skärm om man känner standardavvikelse i vertikalvinden. De föreslår också ett uttryck för att beräkna den höjd som en skärm måste ha för att ha ge viss haltreduktion. Och vilka skärnhöjder som skulle ge motsvarande haltminskningar som olika varianter av vegetation (olika densitet, buskar/träd, djup mm).	Modell	PM, NO2, CO (Hagler et al 2010).	Mixed-wake modellen (Schulte et al. (2014) och Venkatram et al. (2007)	2017	Isakov et al (2017)

SLB 22:2021 Effekt av bullerskärm på luftföroreningar - litteratursammanställning

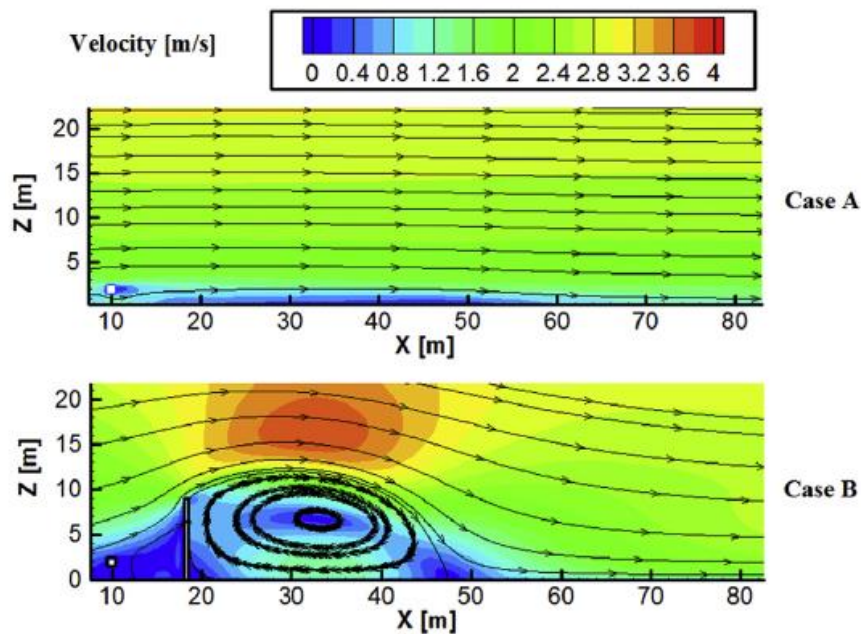
Studerade effekter	Resultat	Förhållanden/plats	Mätningar	Modell	År	Referens
Dubbla barriärs effekt, olika höjder, kanteffekter, stabilitet.	Högre koncentrationer i vägområdet, speciellt med två barriärer. Instabila förhållanden ger lägst koncentrationer mellan skärmar på båda sidorna och på läsidan, nerströms.	Modell	CFD och jämförelse med data från vindtunnel (Heist et al. 2009)	CFD RANS $k-\epsilon$	2018	Gong & Wang (2018)
Effekter av skärm och vegetation under olika vindförhållanden.	En kombination av skärm-vegetation ger större minskning av koncentrationen bakom skärmar. PM2.5 reducerades mer (25-53 %) jämfört med UFP (0-5 %). Vegetationsbarriär hade störst effekt på UFP (upp till 50 %) jämfört med PM2.5 (0-5 %). Procentuella reduktionen av UFP minskade linjärt med vindhastigheten.	Mätningar vid motorväg i Kalifornien. 5m hög skärm.	UFP och PM2.5	-	2018	Lee et al. (2018)
Effekter av olika skärmutformning.	T-formad skärm är effektivare att reducera halterna jämfört med en rektangulär skärm.	Vindtunnel. Olika varianter av T-formade skärmar som är 6m höga.	Jämförelse med data från vindtunnel (Heist et al. 2009)	CFD RANS $k-\epsilon$	2019	Wang (2019)
Olika böjda och sluttande skärmar. Avstånd från vägen. Identifierar ett antal dimensionslösa tal. Relativ kostnad för barriär. Även en review av andra studier.	Den mest effektiva var elliptisk med en höjd som motsvara 15 % av vägbredden. Halten var då 76 % lägre jämfört med utan skärm.	Modell	Valideringar mot spårgasexperiment av Finn et al och Steffens et al	CFD RANS $k-\epsilon$	2021	Huertas et al. (2021)
Effekt av skärm med o utan vegetation på en viadukt	Halterna reducerades på läsidan med 5 % (UFP), 21 % (BC) och 50 % (PM2.5). Kraftigare reduktion vid höga vindhastigheter.	Xian, Kina, verklig trafik, med o utan skärm.	UFP, BC, PM2.5	-	2021	Li et al. (2021)

5 Olika faktorerers påverkan på halterna

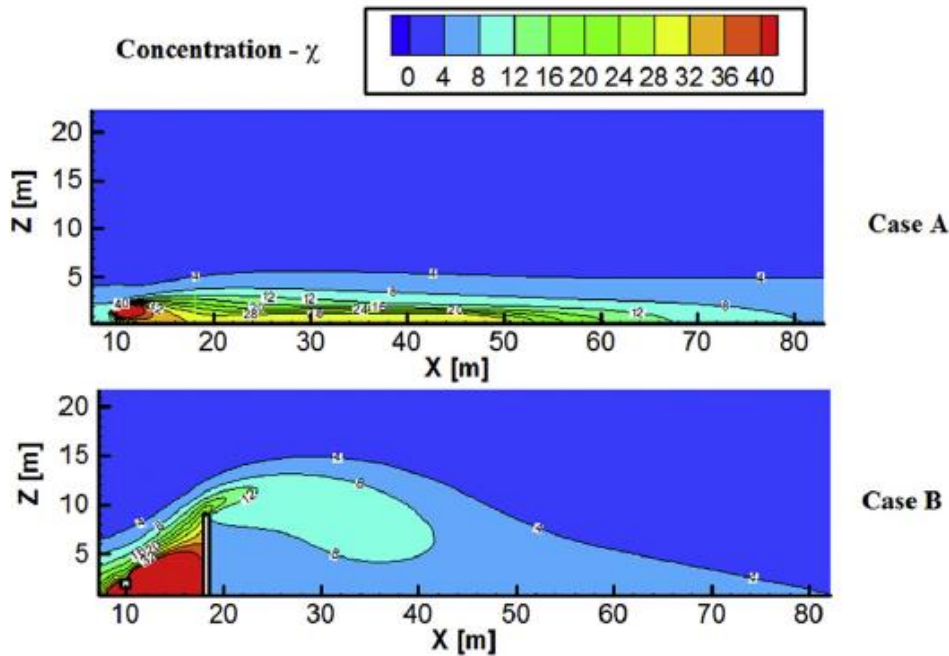
I detta avsnitt diskuteras mer i detalj hur luftomblandningen och luftföroreningshalterna påverkas av olika faktorer såsom skärmens höjd, utformning, placering i förhållande till vägen, vegetation i kombination med skärm och betydelsen av en skärm på ena sidan eller två skärmar - en på vardera sidan av vägen. Resultaten från olika studier sammanfattas också i Tabell 1.

5.1 Påverkan på luftomblandningen

Effekten av en bullerskärm på luftomblandningen (i detta fall vindhastigheten) och halterna av luftföroreningar illustreras av nedanstående figurer (Figur 1 och Figur 2) från Ghasemian et al. (2017). Vid vindar vinkelrätt mot vägen och skärmen tvingas luften att stiga vertikalt över skärmen vilket ökar den turbulenta omblandningen. Framför skärmen bildas en mindre luftvirvel där avgasutsläppen kan bli högre än utan skärm. Direkt bakom skärmen bildas en luftvirvel som innebär att den förorenade luften från trafiken späds ut i en större luftvolym, vilket i sin tur medför att koncentrationerna sjunker jämfört med fallet utan skärm. Simuleringarna i Figur 1 (vindhastighet) och Figur 2 (luftföroreningshalt) avser fallet med vind vinkelrätt i förhållande till bullerskärmen.



Figur 1. Simulerade vindhastigheter på olika avstånd från en källa utan (Case A) och med (Case B) en bullerskärm. Från Ghasemian et al. (2017).

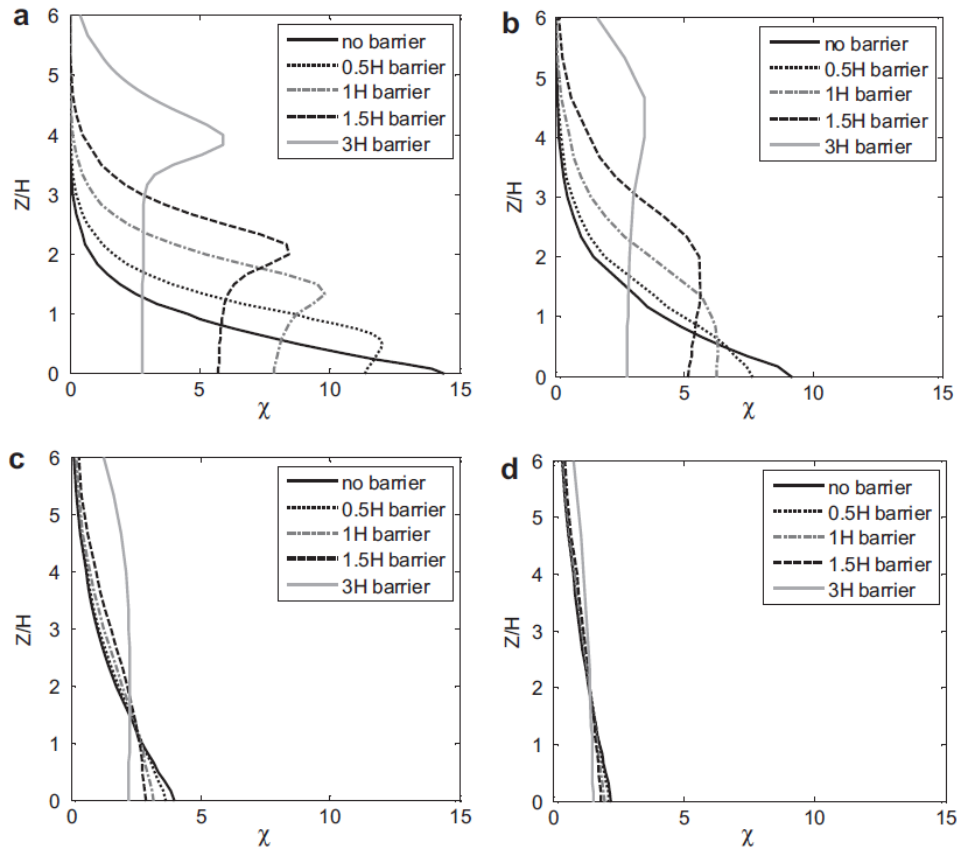


Figur 2. Simulerade halter av en förorening på olika avstånd från ett utsläpp utan (Case A) och med (Case B) en bullerskärm. Från Ghasemian et al. (2017).

5.2 Halternas variation med skärnhöjd, avstånd och meteorologi

Figur 3 illustrerar hur koncentrationerna av en inert gas kan påverkas på olika avstånd från en 3 – 18 m hög och 0,5 m bred bullerskärm (Hagler et al. (2011)). Skärmen är placerad 9,5 m från närmaste vägbana. Beräkningarna är genomförda med en CFD modell som visat god överensstämmelse med mätningar i en vindtunnel. Förhållandena avser en och samma vindhastighet och endast vind som blåser vinkelrätt mot vägen (och skärmen). I marknivå på 20 meters avstånd (a i figuren) (motsvarande 3,3 skärnhöjders avstånd) från skärmen minskar koncentrationen med mellan 15 % och 60 % för en 3 till 18 m hög skärm jämfört med utan skärm. Effekten av skärmen på halterna avtar snabbt med avståndet från skärmen. Enligt denna beräkning är halterna i marknivå (under skärnhöjdsnivån) lägre med skärm upp till 300 m från skärmen.

Samtidigt visar beräkningarna att halterna sjunker mycket snabbt med höjden i fallet utan skärm. Vid 20 m avstånd med skärm är halten ungefär densamma i marknivå upp till i nivå med höjden på skärmen. Så även om halten med skärm är lägre upp till skärmens höjd så blir halten med skärm högre än halten utan skärm på höjder strax ovanför skärnhöjden. Enligt CFD beräkningar av Steffens et al. (2014) så kan koncentrationen med en skärm vara högre än utan skärm på höjder över marken som motsvara en halv till en hel skärnhöjd ($0,5H - H$), men detta beror också på avståndet från skärmen såsom framgår av Figur 3.



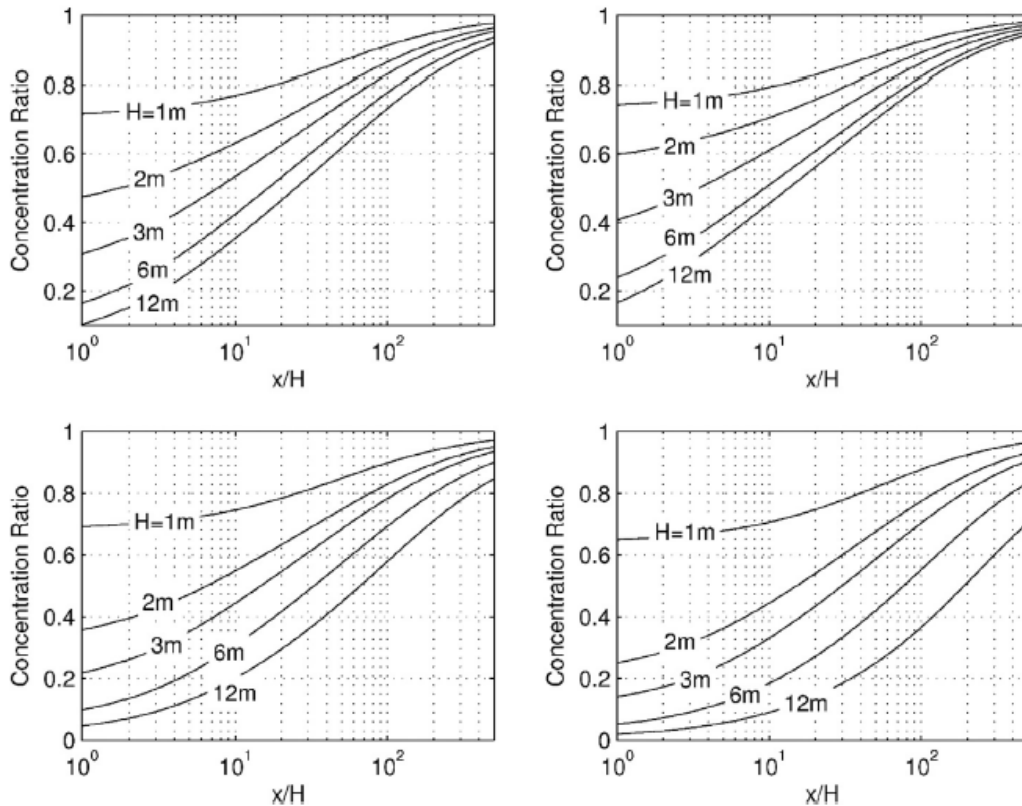
Figur 3. Beräkningar av effekten på koncentrationen av en bullerskärm på olika avstånd från en väg (a = 20 m; b = 50 m; c = 150 m; d = 300 m). Koncentrationen är enhetslös. Höjden på skärmen är 3m (0.5H), 6 m (H), 9 m (1.5H) och 18 m (3H). Bullerskärmen är placerad 9,5 m från väggkanten. Från Hagler et al. (2011).

Beräkningar av effekterna på halterna i marknivå beroende på avstånd från skärmen och stabiliteten visas i Figur 4. Beräkningarna baseras på en förenklad modell, ”source shift” och ”mixed wake”, som beskrivs närmare i avsnittet om modellparameteriseringar (Schulte et al., 2014). Beräkningsmodellen har validerats genom jämförelser med mätningar. I figuren är avståndet är dimensionslöst och uttryckt i förhållande till skärmenhöjden (x/H). Beräkningarna visar att halterna reduceras med mellan 25 % och mer än 90 % inom 10 skärmenhöjders avstånd beroende på skärmenhöjd och luftens stabilitet. På 100 skärmenhöjders avstånd är reduktionen mellan 10 % och 60 %. Störst effekt på erhålls givetvis för den högsta skärmen (12 m).

Vidare är det de mest stabila förhållandena som ger störst reducering av halterna med skärmar, vilket nog hänger samman med att halterna blir mycket högre utan skärm vid stabila förhållanden jämfört med instabila - vid instabila förhållanden blandas luften vertikalt både utan och med skärm så skärmens bidrag till den vertikala omblandningen blir mindre betydelsefull. Skillnaderna i reduktion mellan neutrala och instabila förhållanden är inte så stora. Stabila förhållanden är vanligast nattetid då det också är mindre trafik samt tidigt på morgonen. Neutrala och instabila förhållanden är vanligast dagtid. Instabilt är det oftare på eftermiddagarna.

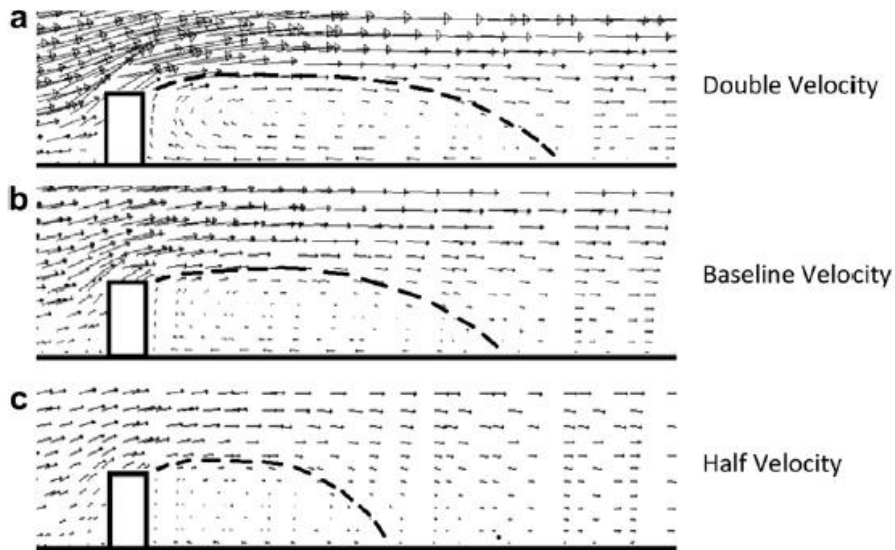
Tabell 2. Meteorologiska förhållanden i beräkningarna som presenteras i Figur 4.

Stabilitet	Vindhastighet 3 m över marken (m/s)	Friktionshastighet, u^* (m/s)	Monin Obukhov längden (m)
Neutralt	6,7	0,66	-260
Instabilt	1,4	0,3	-20
Stabilt	3,1	0,3	40
Mycket stabilt	1,8	0,1	13



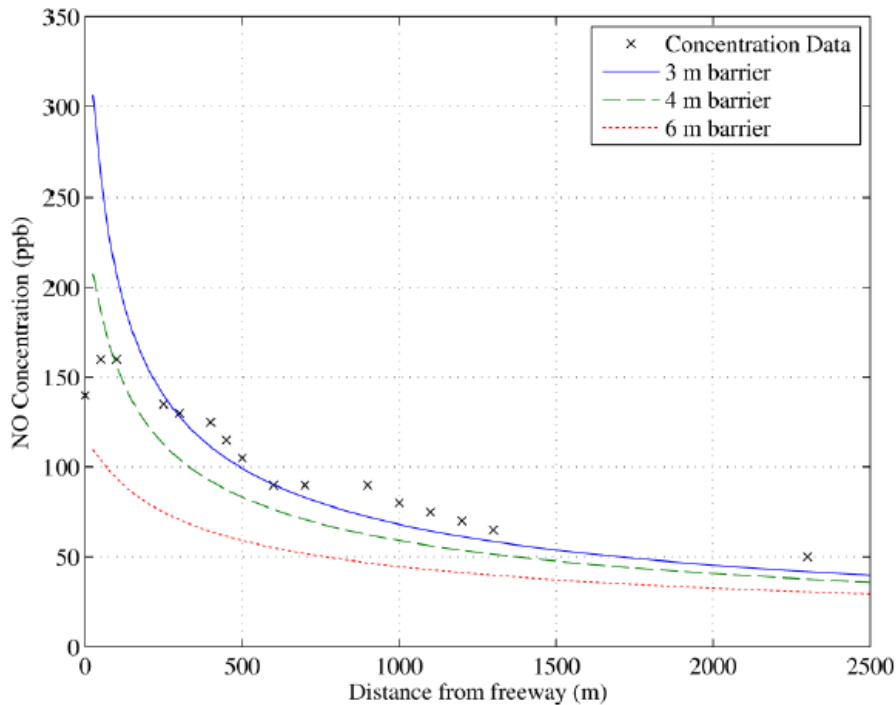
Figur 4. Kvoten mellan koncentrationerna i marknivå med skärm och utan skärm som funktion av avståndet från skärmen, för olika skärnhöjder och olika stabilitet: övre vänstra = neutralt; övre högra = instabilt; nedre vänstra = svagt stabilt; nedre högra = starkt stabilt. Skärnhöjderna är 1 m, 2 m, 3 m, 6 m, 12 m. Från Schulte et al. (2014). Observera att avståndet från skärmen blir olika beroende på skärmens höjd.

Steffens et al. (2013) använde sig av CFD modellering för att analysera betydelsen av vindhastigheten för skärmens inverkan på vindfältet bakom skärmen. Figur 5 illustrerar, som väntat, att läzonen sträcker sig betydligt längre från skärmen när vindhastigheten ökar.



Figur 5. Inverkan av horisontella vindhastigheten på utbredningen av läzonen bakom en skärm. Från Steffens et al. (2013).

Schulte (2015) applicerade den sk mixed-wake modellen för att se effekten på halterna bakom skärmar med olika höjd. Beräkningarna genomfördes för ett verkligt fall intill en motorväg med 8 parallella filer. Beräknade halter justerades så att de stämde med uppmätta halter med en 3 m hög skärm. Frågan var vad det skulle betyda om skärmens höjd ökades från nuvarande 3 m till 4 m och 6 m. Figur 6 visar att haltbidraget från vägen nästan skulle halveras på 100 meters avstånd med en 6 m hög skärm jämfört med en 3 m hög skärm. Nu var det kväveoxid, NO, som mättes och beräknades. NO reagerar ganska snabbt med ozon. Denna reaktion finns inte med i mixed-wake modellen, vilket gör att man kan ifrågasätta dessa resultat. Med högre skärm kan mer ozon blandas in vilket resulterar i större reduktion av NO halten med högre skärm. Men å andra sidan bildas istället kvävedioxid, NO₂, vilket är mindre gynnsamt ur hälsosynpunkt.

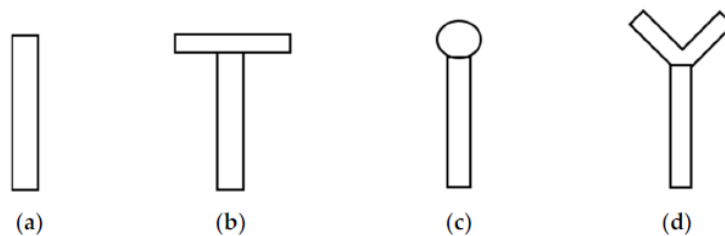


Figur 6. Beräknade och uppmätta halter bakom 3 m, 4 m och 6 m hög skärm. Mätningarna avser en 3 m hög skärm. Schulte (2015).

5.3 Skärmens design

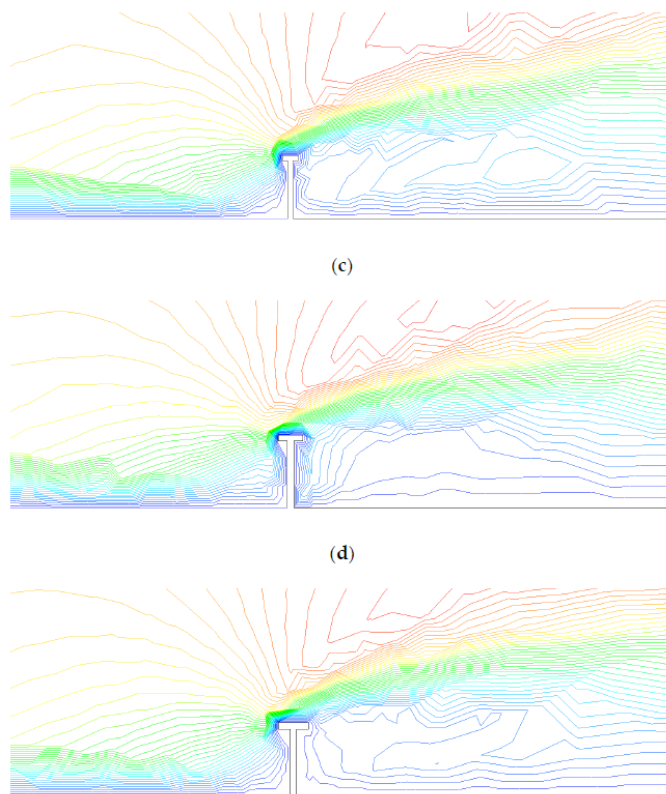
Några få studier har analyserat hur skärmens design påverkar strömningen och halterna. Wang och Wang (2019) analyserade hur utformningen av en bullerskärm påverkar utspädningen och halterna bakom skärmen. De använde sig av en strömningsmodell (CFD) med olika parameteriseringar av den turbulenta omblandningen (Reynolds Averaged Navier Stokes) och olika varianter på beräkningsgridet.

De visade att en T-formad skärm ökar turbulensen (och därmed utspädningen) vilket minskar halterna mer än en skärm som har en rektangulär topp (Figur 7 och Figur 8).

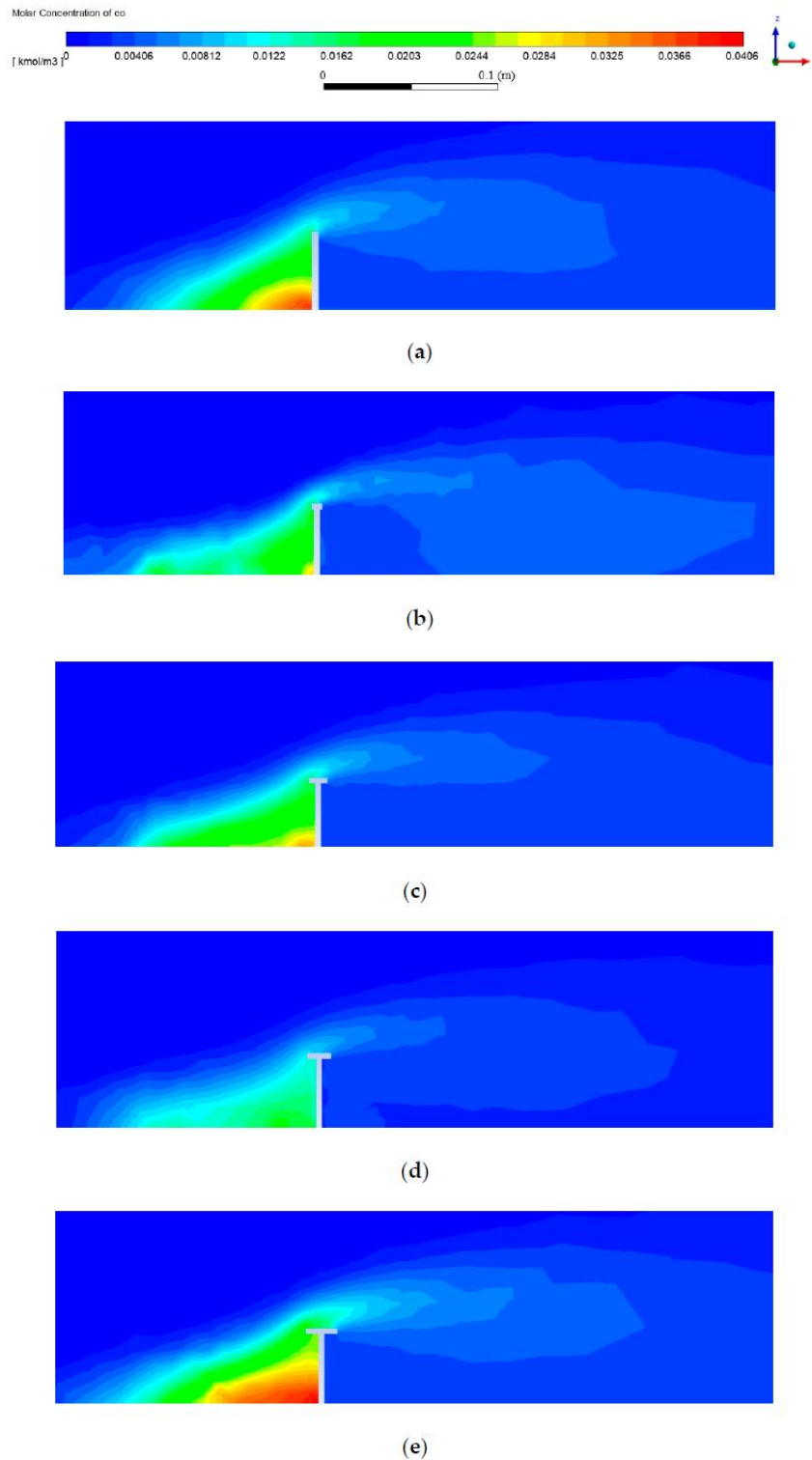


Figur 7. Rektangulär, T-formad skärm, cylindrisk och Y-formad skärm vars effekter på strömningen och utspädningen av luftföroreningar studerats av Wang och Wang (2019).

Effekten beror på skärmhöjden och avståndet från skärmen. Störst effekt av en T-formad skärm erhålls närmast skärmen.



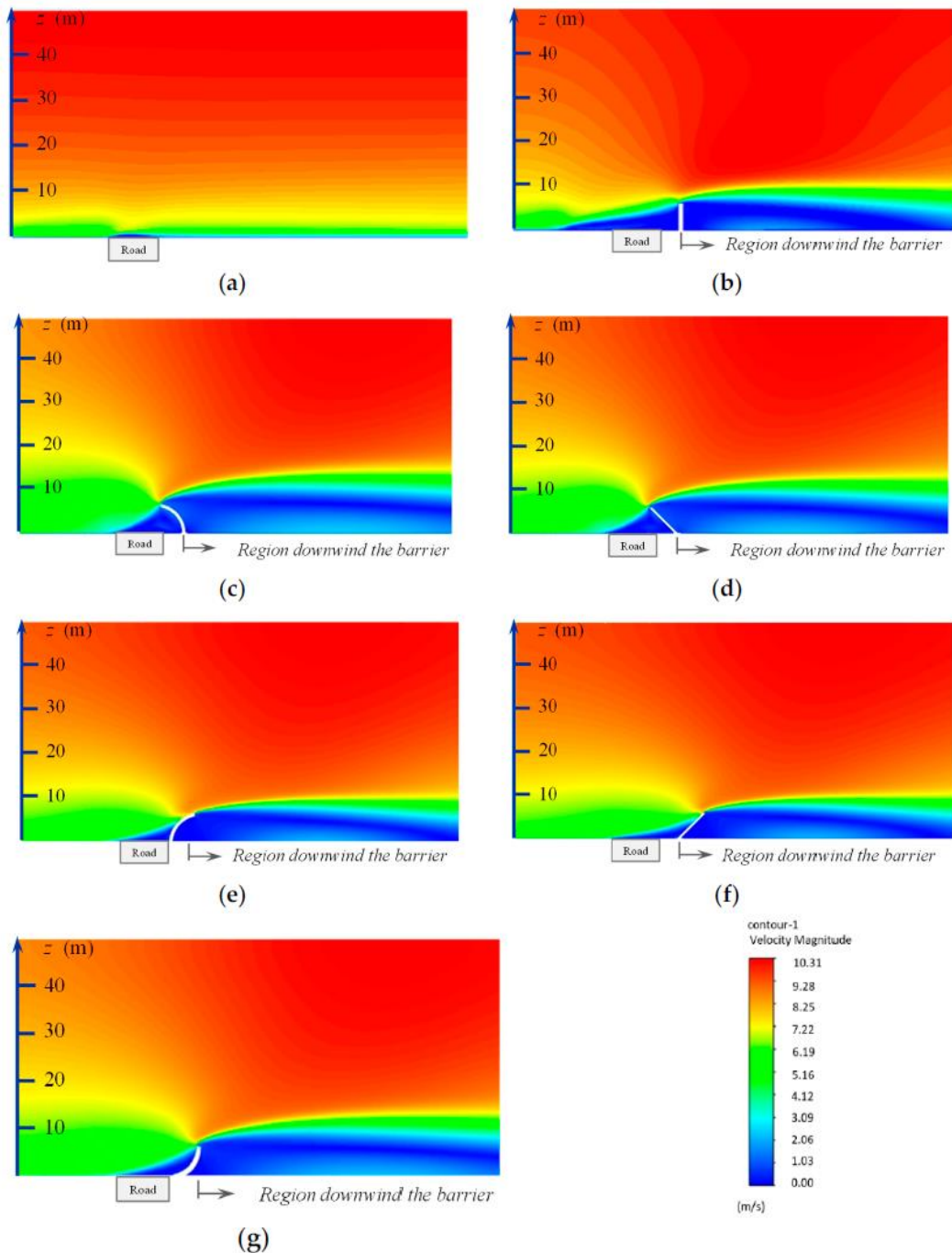
Figur 8. Effekten på strömningslinjerna av olika T-formade skärmar. Från Wang och Wang (2019).



Figur 9. Beräknade halter av CO med olika T-formade skärmar. Höjden är 6 meter i samtliga fall. Överliggeren är 1m, 1,5m, 2m respektive 2,5m för fall b, c, d och e. (Wang och Wang (2019).

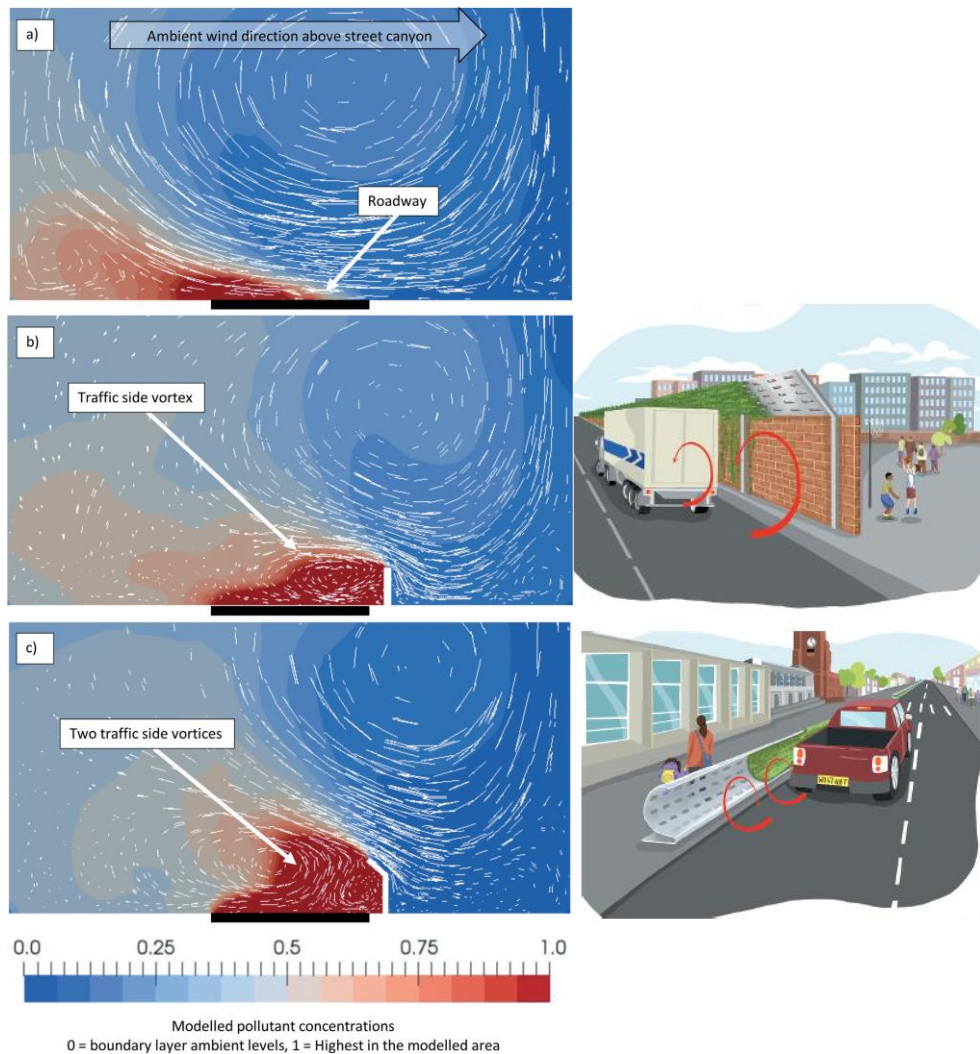
Figur 10 visar hur olika utformning på skärmar påverkar vindfältet (Huertas et al. (2021)). Beräkningarna, som baseras på en CFD modell, visar att den kvarts elliptiska skärmen som är riktad mot vägen (Figur 10c) har störst inverkan på vinden nedströms. Med en 6 meter hög kvarts elliptisk skärm reduceras halterna med mer än 95 % bakom skärmen.

Enligt beräkningarna av Huertas et al (2021) så minskar betydelsen av skärmens geometri med höjden på skärmen. Vidare kommer man fram till att den bästa effekten på halterna erhålls om skärmen placeras så nära vägen som möjligt. Den kvarts elliptiska skärmen har jämförelsevis störst effekt av de olika skärmarna oavsett avstånd från vägen.



Figur 10. Figureerna illustrerar hur vindhastigheten påverkas av skärmens design. Baserat på CFD modellering av Huertas et al. (2021). a) utan skärm, b) rak, vertikal skärm, c) kvarts ellips orienterad mot vägen, d) rak skärm som lutar 45 grader mot vägen, e) kvarts ellips orienterad från vägen, f) rak skärm som lutar 45 grader från vägen, g) kvarts ellips orienterad uppåt.

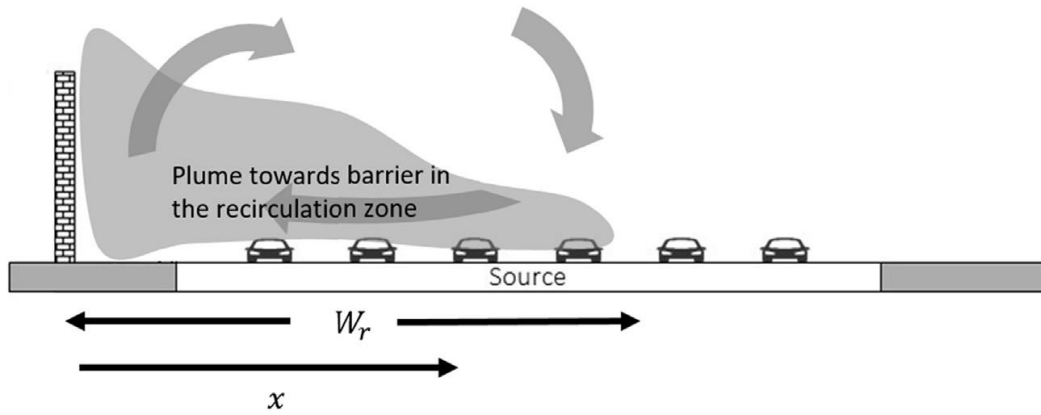
Även Collins et al. (2021) använde en CFD modell för att undersöka betydelsen av skärmens form för luftens omblandning och luftföroreningshalterna. En krökt form kan vara effektivare än en rak. De föreslår även att låga krökta skärmar skulle kunna placeras längs trottoarer (Figur 11). Beräkningarna har dock inte verifierats mot mätningar.



Figur 11. Rumslig fördelning av luftföroreningshalterna beroende på skärmens form enligt CFD beräkningar av Collins et al. (2021).

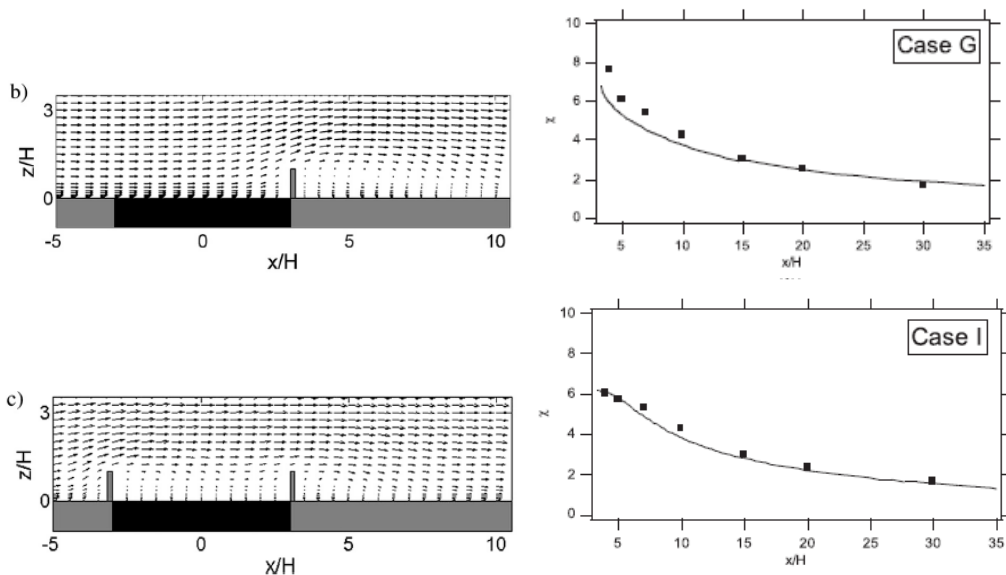
5.4 Skärmens placering och en eller två skärmar

Skärmens placering i förhållande till rådande vindriktning har stor betydelse för var de högsta koncentrationerna kommer att inträffa såsom illustreras i Figur 12. En skärm på vindsidan av vägen leder till förhöjd halt i vägområdet på grund av att det bildas en recirkulationszon. När vinden blåser åt andra hållet kommer zonens utsträckning att minska. Skärmar på båda sidorna av vägen leder till mer förhöjda halter i vägområdet jämfört med bara en skärm på ena sidan.



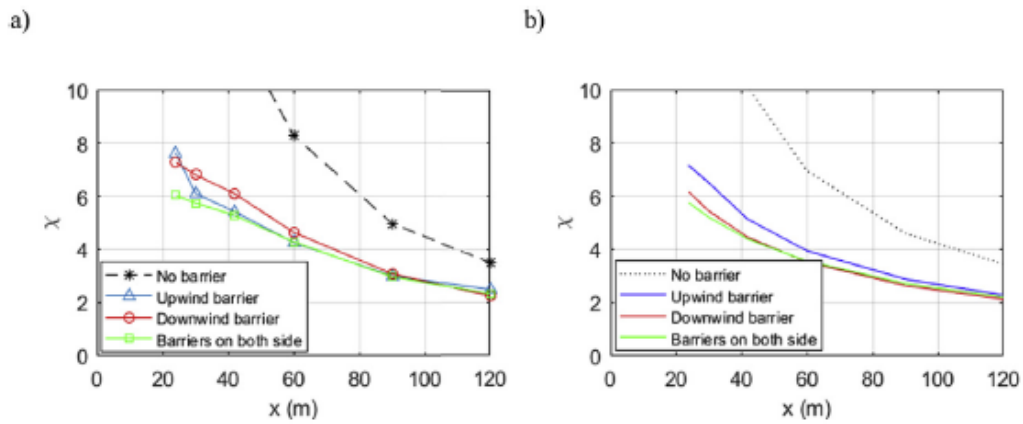
Figur 12. Illustration av recirkulationszonen effekt på koncentration i vägområdet.

Steffens et al. (2014) genomförde mätningar i en vindtunnel och med en strömningsmodell beräknades halterna för olika placering av skärmar och väggeometrier för att se effekten på halterna. En jämförelse var mellan att ha en skärm på ena sidan eller en vardera sidan av vägen (Figur 13). Mätningarna antyder att halterna är något lägre på 5 skärmhöjdens avstånd (ca 30 meter) med en skärm på båda sidor av vägen, men skillnaderna är relativt små.



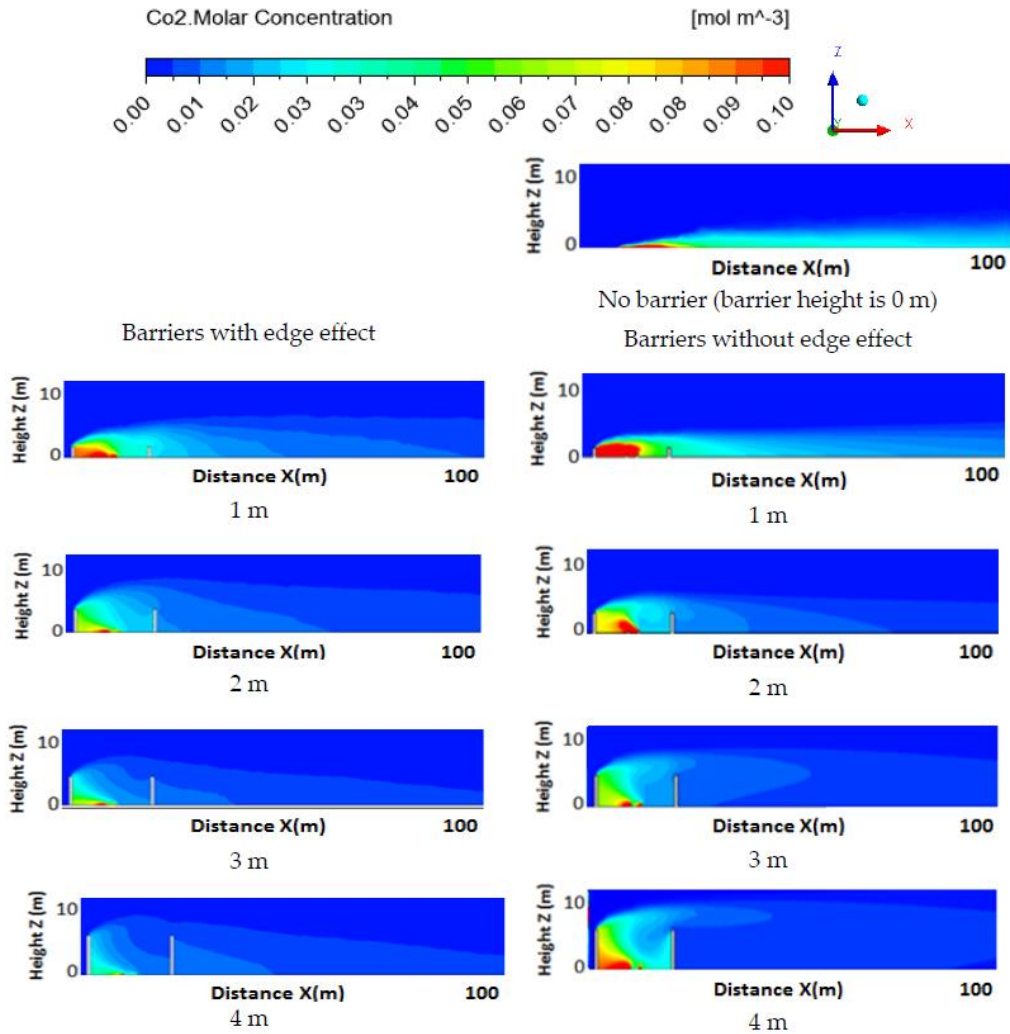
Figur 13. Beräknade effekter på halterna med en skärm på ena sidan och en skärm på vardera sidan om vägen. Punkterna anger mätningar i vindtunnel och linjerna anger beräkningar med en CFD modell. Från Steffens et al. (2014).

En annan studie med modellberäkningar och mätningar av Ahangar et al. (2017) visade att skillnaden mellan att ha en och två skärmar hade relativt liten effekt på koncentrationen (Figur 14).



Figur 14. Effekten på halterna av en skärm på vindsidan (blå), en skärm på läsidan (röd) och en skärm på vardera sidan om vägen (grön). Grå prickad/streckad visar resultaten utan skärm. a) visar resultat från mätningar, b) resultat från modellberäkningar.

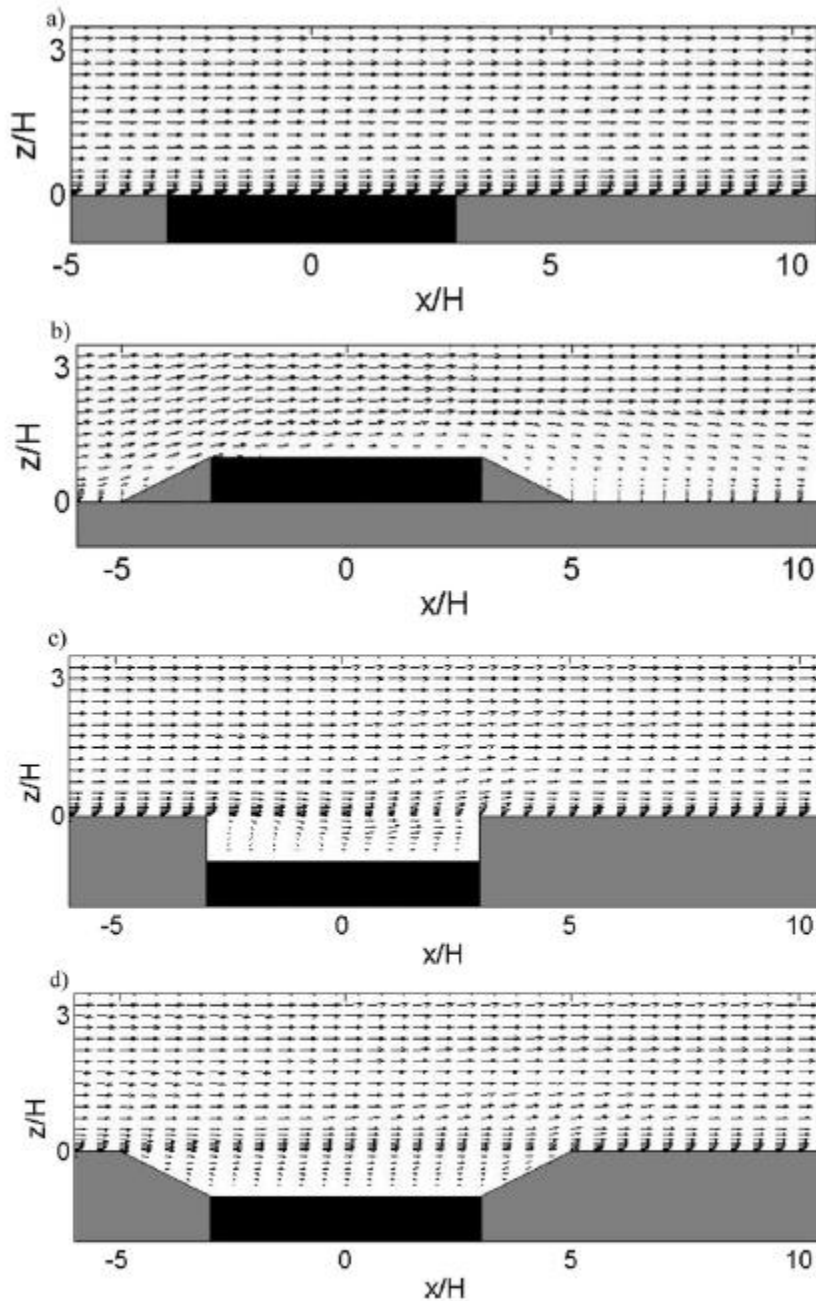
Beräkningar med en CFD modell av Gong och Wang (2018) visar som förväntat att koncentrationerna ökar i vägområdet med en skärm på var sida av vägen. Detta innebär att trafikanternas exponering ökar något jämfört med utan skärmar.



Figur 15. Rumslig fördelning av CO_2 koncentrationen upp till 10 m över som funktion av avståndet från en väg med en skärm på vardera sidan av vägen. Jämförelse med fallet utan skärm (högst upp till höger) och fall med (vänstra graferna) och utan kanteffekter.

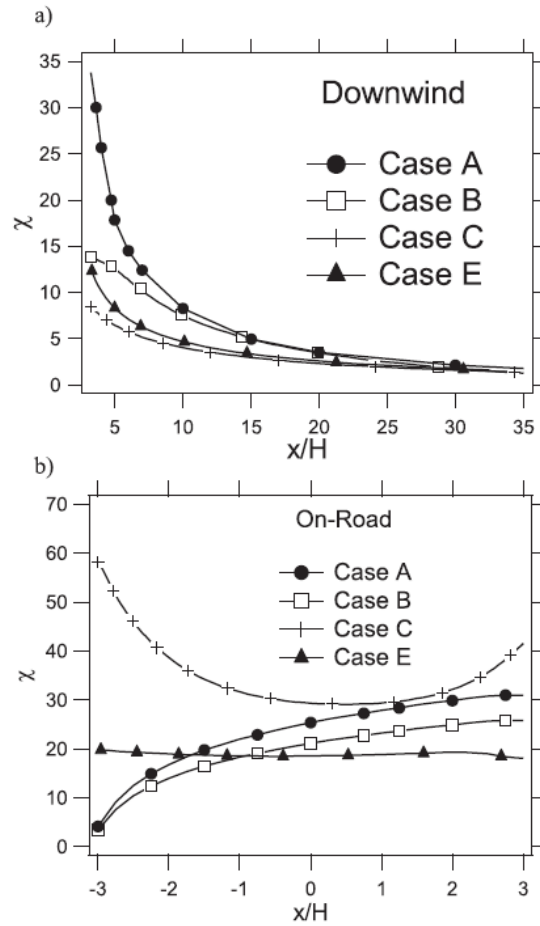
5.5 Nedsänkta och upphöjda vägar

Det som kan ha stor betydelse är om vägen är upphöjd eller nersänkt i förhållande till markplanet. Figur 16 visar beräknade (CFD) effekterna av olika väggeometrier på vindfältet (Stefens et al., 2019). Speciellt upphöjd väg har stor betydelse för vindfältet nedströms vägen. Nedsänkta vägar leder mer eller mindre komplex turbulent omblandning av luften i vägområdet beroende på graden av nedsänkning samt vindhastighet, antal fordon och fordonshastigheter.



Figur 16. Beräknade vindvektorer för a) plan väg, b) upphöjd väg, c) nedsänkt väg med vertikala kanter, d) nedsänkt väg med sluttande kanter. Från Steffens et al. (2014).

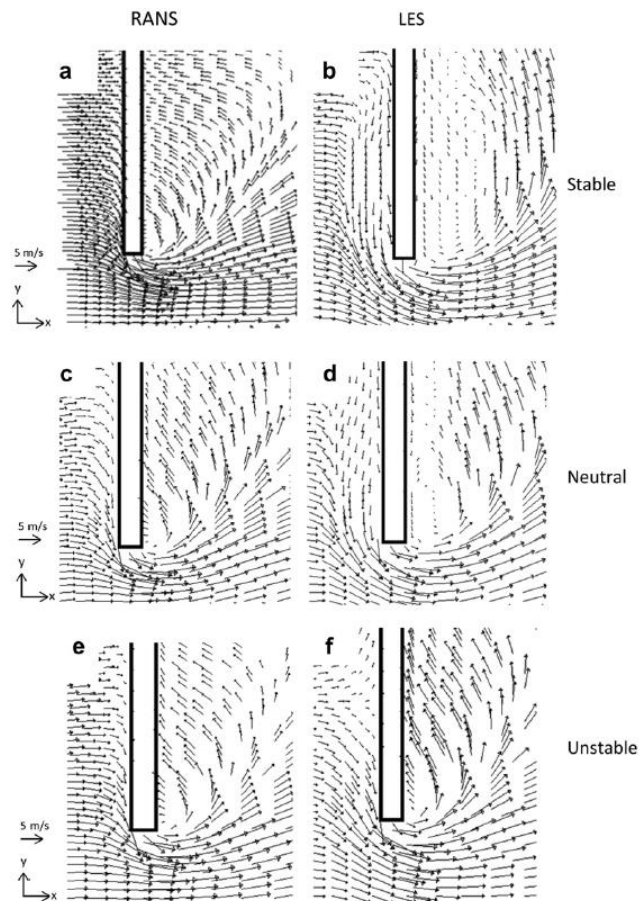
Figur 17 visar hur halterna kan påverkas av upphöjda och nedsänkta vägar i förhållande till om vägen ligger plant i nivå med omgivande mark. I samtliga fall blir halterna lägre nedströms i vindriktningen, men störst reduktion erhålls för nedsänkta vägar, speciellt de med vertikala väggar. Samtidigt blir också halterna i vägområdet mest förhöjda med en nedsänkt väg med raka väggar. En upphöjd väg kommer att ha lägre halter i vägområdet jämfört med en väg som ligger plant i nivå med omgivande marken.



Figur 17. Påverkan på halterna i marknivå av utsläppen från trafiken på en väg i nivå med omgivande mark (A), upphöjd (B), nedsänkt med raka väggar (C) och nedsänkt med sluttande väggar (E). a) visar halterna på olika avstånd nedströms, b) visar halterna i vägområdet. Från Steffens et al. (2014).

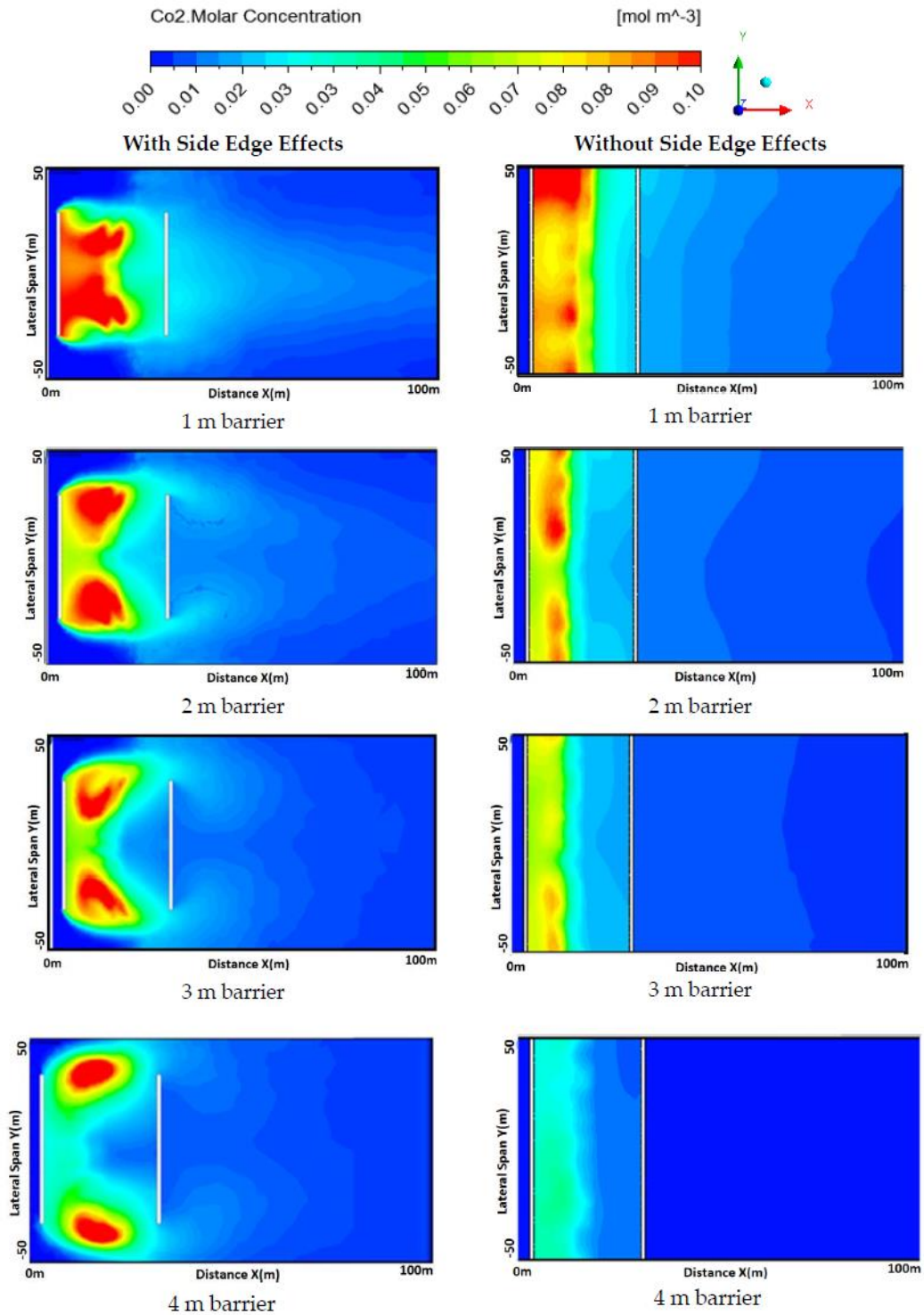
5.6 Kanteffekter

I kanten av en skärm intensifieras turbulensen på grund horisontella virvlar (Figur 18). Effekten beror på de meteorologiska förhållandena såsom luftens stabilitet.



Figur 18. Illustrationer av strömningen i kanten av en skärm. Beräkningar med två olika typer av strömningsmodeller (RANS = Reynolds Averaged Navier Stokes; LES = Large Eddy Simulation). I figuren är a och b stabila förhållande, c och d neutrala och e och f instabila förhållanden. Från Steffens et al. (2013).

Figur 19 illustrerar att kanteffekterna leder till att halterna blir högre nedströms skärmarna inom ett visst avstånd från kanten jämfört med fallen utan sidoeffekter (en oändligt lång skärm). Relativt utan kanteffekter blir skillnaden i halt bakom skärmen större ju högre skärmen är eftersom en hög skärm utan kant har mycket stor reducerande effekt på koncentrationen.



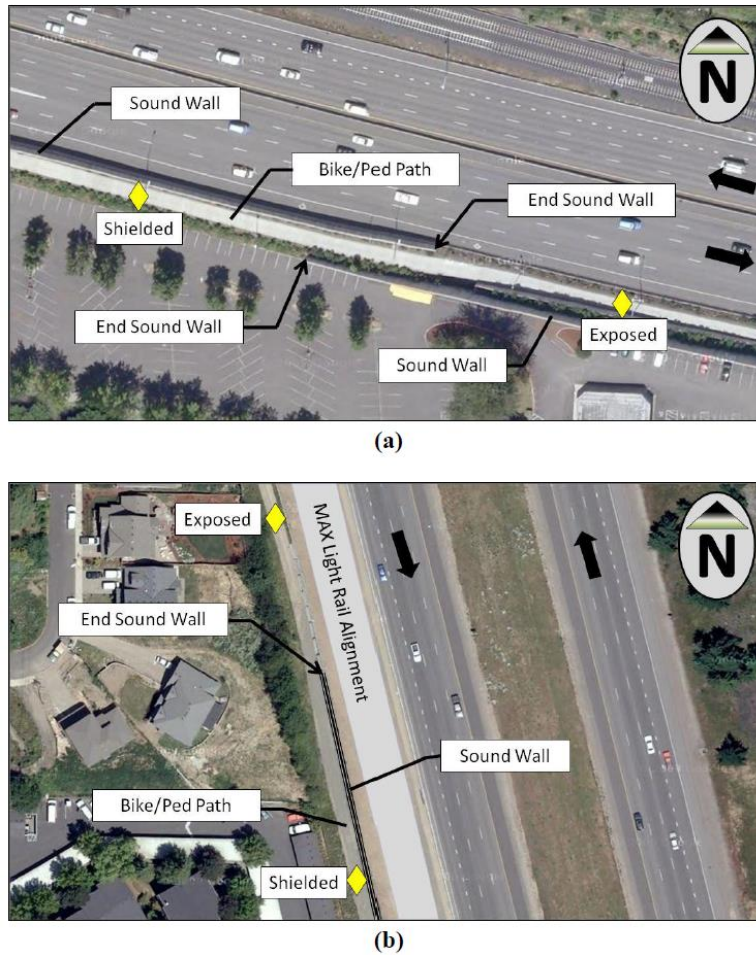
Figur 19. Betydelsen av kanteffekter för CO₂ koncentrationen i fallet med en skärm (1m, 2m, 3m, 4m hög) på vardera sidan av en väg. CFD beräkningar av Gong och Wong (2018).

5.7 Skärmars effekt baserat på mätningar

Moore et al. (2011) jämförde halterna av ultrafina partiklar (UFP, mätt som antal partiklar >20 nm) på en cykel o gångväg intill vägar med respektive utan 4,5 m höga bullerskärmar

(Figur 20). UFP intill vägarna orsakas till största delen av avgasutsläppen från fordonen på vägen.

De uppmätta halterna var mellan 12 % och 84 % lägre bakom bullerskärmarna. Den procentuella minskningen var ungefär lika stor vid vinkelrät vindriktning som vid något vinklad riktning (Figur 21).



Figur 20. Mätplatser (fyllda gula symboler) vid cykelbanor intill två olika motorvägar i USA (Moore tal. (2011).

	P-Trak Location	Mean Conc. (pt/cc)	St. Dev. (pt/cc)	Median (pt/cc)	1-sec Range (pt/cc)	Conc.	Mean Diff. (pt/cc)	Percent Diff.	t-value	p-value	
US-26	March 24										
	Exposed	31,142	32,178	20,600	4,290 – 388,000	26,236	84%	94.9	< 0.001		
	Shielded	4,905	2,345	4,330	2,910 – 50,700						
	April 22										
	Exposed	35,518	26,920	26,100	4,310 – 271,000	4,153	12%	21.1	< 0.001		
	Shielded	31,258	25,050	21,000	4,970 – 278,000						
May 13											
Exposed	29,270	27,794	21,000	4,210 – 450,000	10,183	35%	54.3	< 0.001			
Shielded	20,126	15,272	16,200	3,690 – 316,000							
May 27											
I-205	Exposed	30,870	25,612	22,200	5,210 – 194,000	10,265	33%	57.0	< 0.001		
	Shielded	20,607	18,166	12,900	5,270 – 142,000						

Figur 21. Uppmätta halter UFP med respektive utan bullerskärm ("exposed" och "shielded") vid cykel- och gångvägar intill två olika motorvägar.

En mycket omfattande studie med både fasta och mobila mätningar genomfördes i Phoenix (USA) av Baldauf et al. (2016). De jämförde halterna av NO₂, CO, UFP och sotpartiklar på olika avstånd från en motorväg som kantades av en 4,5 m hög bullerskärm med halterna på olika avstånd från samma väg utan bullerskärm. Närmast motorvägen, <50 meter från vägen, var halterna ca 50 % lägre och på 300 meters avstånd ca 30 % lägre med bullerskärmen (se Table 2 nedan från Baldauf et al., 2016).

Table 2
Median and mean reduction in near-road pollutant concentrations for all pollutants measured under all meteorological and temporal conditions.

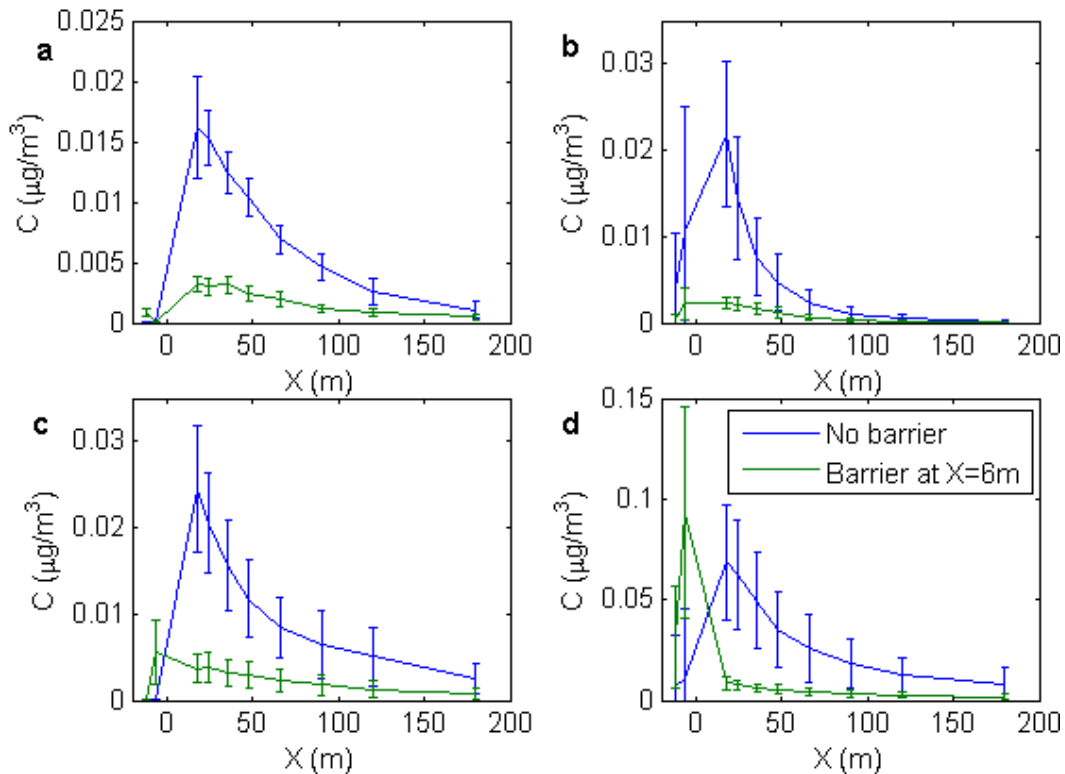
Pollutant	Sampling section	Distance range (meters)	Median reduction (percent)	Mean reduction (percent)
CO	East	0–50	50	46
		50–150	31	21
		150–300	9	18
	West	0–50	45	42
		50–150	11	7
		150–300	6	5
NO ₂	East	0–50	37	37
		50–150	41	39
		150–300	33	28
	West	0–50	34	34
		50–150	20	17
		150–300	19	11
BC	East	0–50	53	43
		50–150	63	49
		150–300	26	18
	West	0–50	57	48
		50–150	55	30
		150–300	37	24
UFP	East	0–50	48	50
		50–150	34	44
		150–300	16	15
	West	0–50	54	66
		50–150	27	31
		150–300	12	23

Finn et al. (2010) genomförde en fältstudie med spårgasutsläpp för att utvärdera effekten av en bullerskärm på halterna under varierande atmosfäriska stabilitetsförhållanden. Bullerskärmen bestod av halmbalar staplade på varandra; 6 m hög och 90 m lång (Figur 22).



Figur 22. Halmbalar som bullerskärm i en spårgasstudie av Finn et al. (2010).

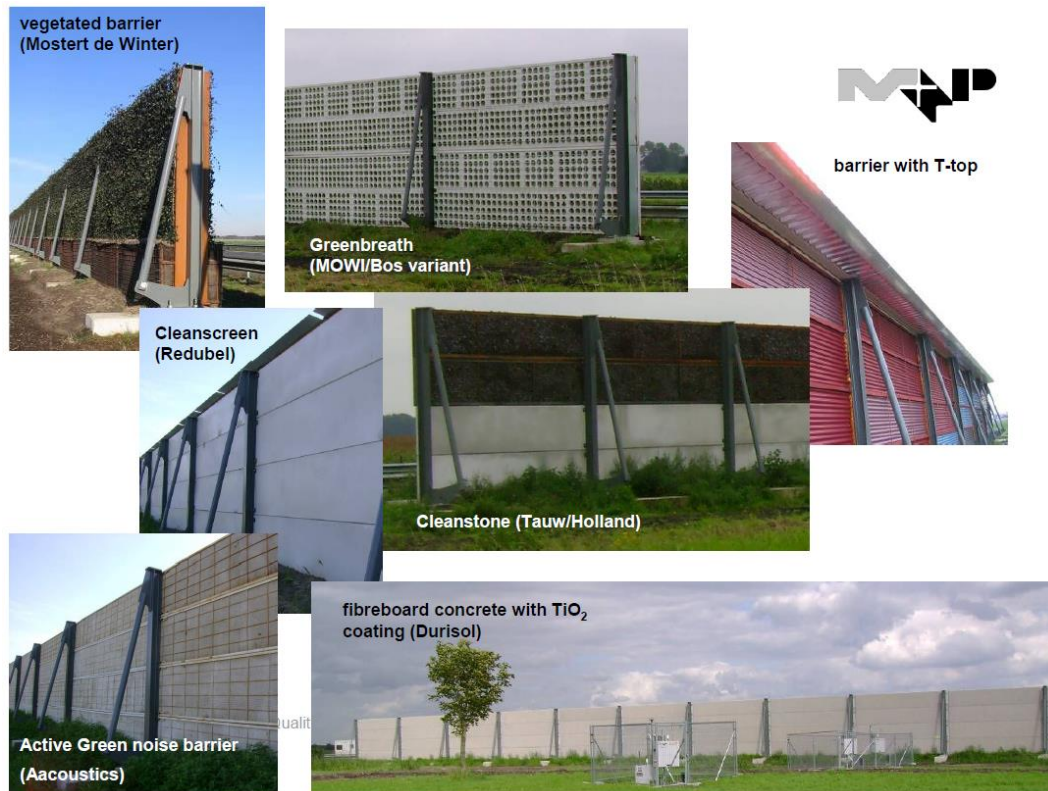
I genomsnitt påvisade man ca 80 % reduktion i halterna bakom en 6 m hög bullerskärm. Effekten noterades upp till 90 m från skärmen (Figur 23). Minskningar i halterna bakom skärmen rapporterades för alla meteorologiska betingelser.



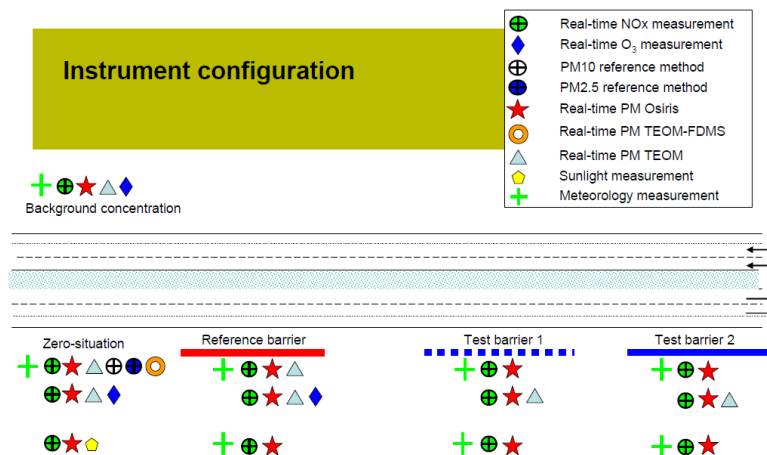
Figur 23. Uppmätta genomsnittliga spårgashalter på olika avstånd med respektive utan halmbalar (centrum). Mätningar under olika dagar med olika meteorologiska förhållanden: a) neutral skiktning, b) instabilt, c) stabilt, d) stabilt.

De horisontella gradienterna och absoluta koncentrationerna varierade med meteorologiska förhållanden; med de kraftigaste gradienterna förekom under instabila förhållanden och de högsta koncentrationerna under stabila betingelser.

Hooghwerff et al. (2010) och McCrae (2010) mätte NO_x , NO_2 och PM_{10} bakom flera olika skärmar (Figur 24 och Figur 25). Mätningarna gjordes under 3 månader för varje skärm. Resultaten från mätningarna bakom en 7 meter hög skärm och 7 olika 4 meter höga skärmar med olika ytbehandlingar (TiO_2 , vegetationsbeklädnad, porositet, T-format tak) jämfördes med en 4 m hög referensskärm. NO_x var 40 % lägre med referensskärm, 70 % lägre med 7 meter hög skärm, medan de ytbehandlade skärmarna inte skilde sig mot referensskärmen.



Figur 24. Olika skärmar vars effekt på NO_x , NO_2 och PM_{10} studerats av Hoogwerff et al. (2010).

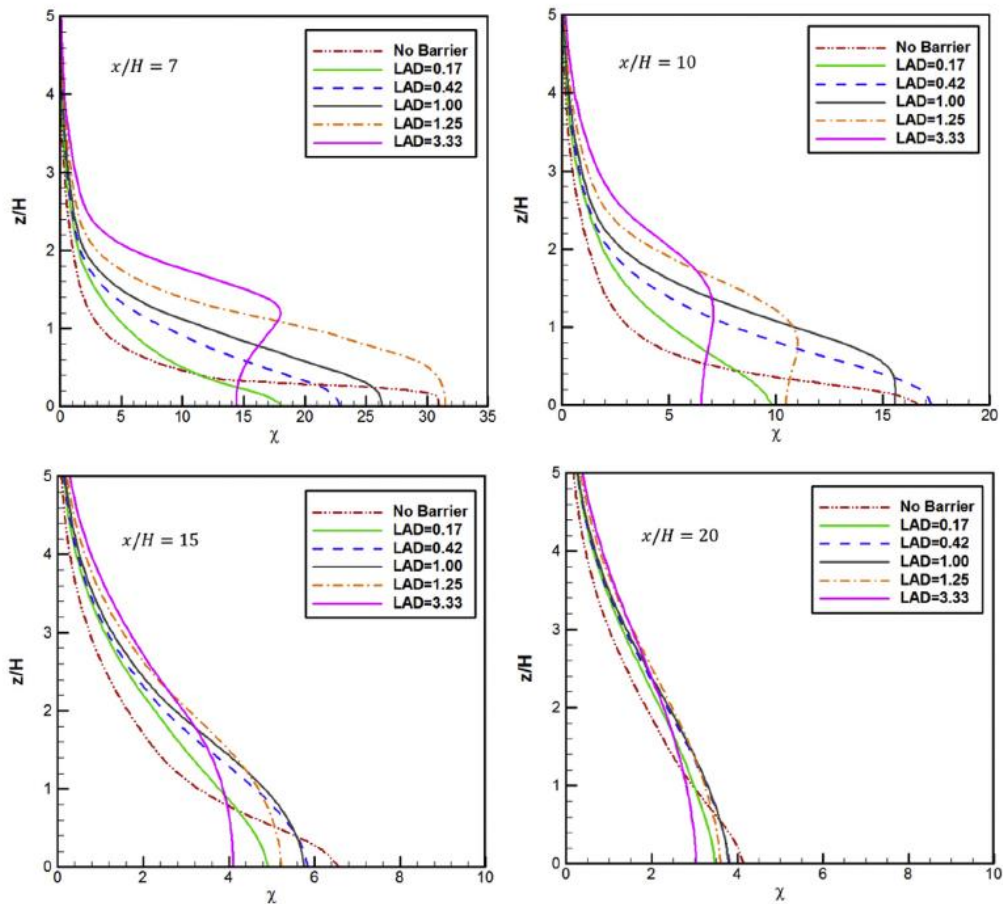


Figur 25. Mätstationer och mätinstrument i studien av Hoogwerff et al. (2010).

5.8 Vegetationseffekter i anslutning till skärmar

Generellt så kan vegetation leda till lägre men ibland också högre luftföroreningshalter i städer (Amorim et al., 2021). Men fokus i detta avsnitt är hur kombinationen skärmar och vegetation påverkar halterna. I princip så skulle en ridå av mycket tät vegetation längs en väg påverka strömningen och halterna på liknande sätt som en bullerskärm. Effekten beror på vegetationens täthet. Figur 26 illustrerar hur olika tät vegetation påverkar halter (Ghasemian et al., 2017). Enligt dessa beräkningar blir effekten på halterna ungefär desamma som med plank för fallet med den tätaste vegetationen med $3,3 \text{ m}^2$ bladytan/ m^3

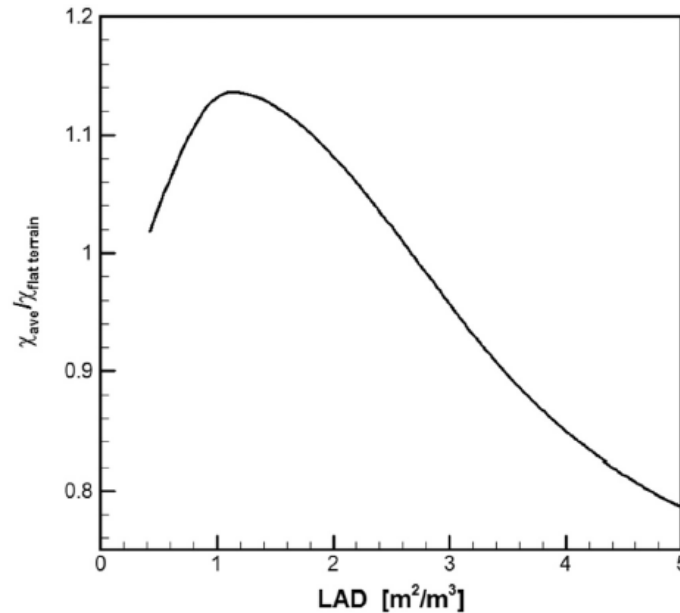
som vegetationen upptar. För de andra tätheterna ser det lite olika ut beroende på avståndet från skärmen, men halterna i marknivå blir lägre än halterna utan vegetation.



Figur 26. Illustrationer av de potentiella effekterna på halterna för olika tät vegetation (mätt som bladyta per volym vegetation, LAD = Leaf Area Density). Från Ghasemian et al. (2017).

Figur 27 visar att den genomsnittliga koncentrationen i marknivå på mellan 27 och 127 meters avstånd med vegetation först ökar med ökande bladytedensitet upp till ca $2 \text{ m}^2/\text{m}^3$, för att sedan minska jämfört med situationen utan vegetation (Ghasemian et al., 2017).

Det skall noteras att i dessa beräkningar har man inte tagit hänsyn till eventuell effekt av deposition på vegetationen. Den skulle i så fall reducera halterna ytterligare något beroende på depositionshastigheten och storleken på tillgänglig bladyta.

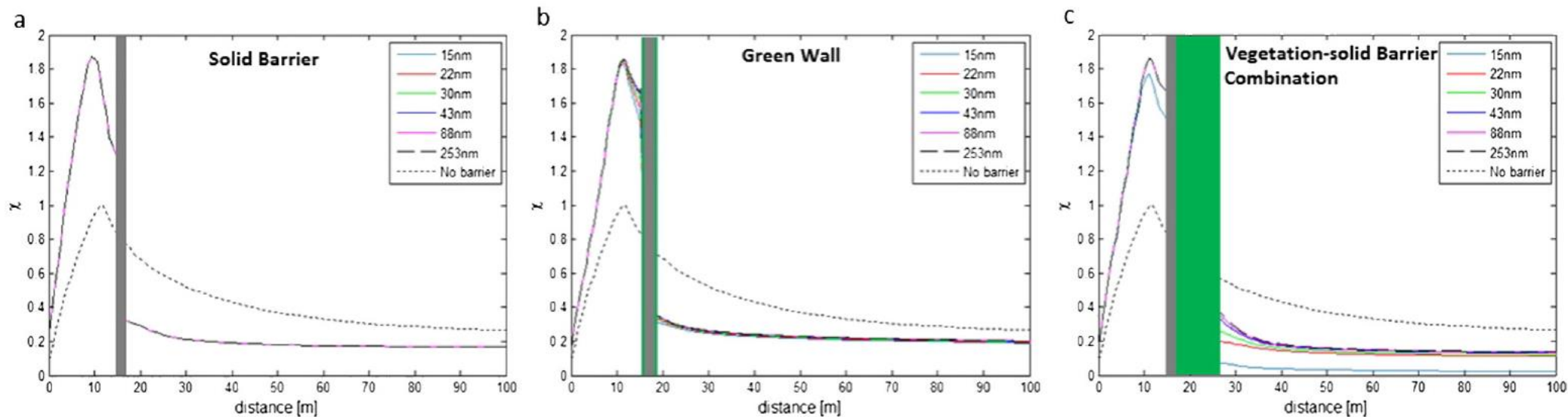


Figur 27. Genomsnittlig koncentration bakom vegetation i förhållande till koncentrationen i fallet utan vegetation. Koncentrationen avser medelvärdet mellan 0 och 3m över marken på mellan 27 och 127 meters avstånd. Från Ghasemian et al. (2017).

Tong et al. (2016) beräknade effekterna på partikelhalterna av en skärm och en kombination av skärm och vegetation med hänsyn tagen till depositionen av de olika partikelstorlekarna (Figur 28). Resultatet med en skärm och 6 meter bred vegetationsridå ger betydligt större effekter än enbart skärm, speciellt på de allra minsta partiklar (15 nm) som till större delen påverkas av depositionen på vegetationen.

Baldauf et al. (2008) konstaterade också att halterna av mindre partiklar reducerades mera än halterna av större partiklar bakom vegetationsbarriärer och att effekten av vegetationen var viktig för de minsta partiklarna, 20 och 75 nm diameter. Liknande resultat presenterades av Lee et al. (2018), som också visade att depositionen påverkas av vindhastigheten.

Paulson et al. (2017) genomförde en detaljerad studie av vegetationseffekter med mobila och stationära mätningar på 4 platser i Kalifornien. De jämförde halterna utan skärm, bara skärm, bara vegetation och kombinerat med skärm plus vegetation. Mätningarna inkluderade ultrafina partiklar, partikelstorleksfördelning, NO_x, sotpartiklar, CO₂, och PM_{2.5}. Ett mått på vegetationens täthet utvecklades – optisk porositet. Man visade att vegetationen kan både öka och minska halterna jämfört med bara en skärm utan vegetation beroende på utformningen och vilken förorening som studeras. Om vegetationen är tät och högre än skärmen kan halterna reduceras. De utvecklade också en modellformulering som kan användas för att kvantifiera en reduktion av halterna på grund av vegetation.



Figur 28. Beräknade effekter av a) enbart 6 m hög skärm, b) 10 m hög grön vägg med $LAD = 0.33 \text{ m}^2/\text{m}^3$ och c) både skärm och 6 meter bred vegetation med $LAD = 1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ på halterna av partiklar av olika storlek (15 nm till 253 nm). Från Tong et al. (2016).

Paulson et al. (2017) beräknade fraktionen partiklar som passerar igenom en vegetationsridå som:

$$f = \exp \left[- \left(\frac{v_d}{U} \cdot (LAI) \cdot \frac{t}{H} \right) \right]$$

där LAI är bladyteindex (m^2 bladyta per m^2 markyta), U vindhastigheten, t och H är tjocklek och höjd på vegetationen och v_d är depositions-hastigheten. Trots att man antog en mycket hög depositions-hastighet på 4 cm/s som skulle maximera depositionen så uppskattade man att 96 % av partiklarna skulle passera igenom vegetationen. Baserat på detta så argumenterade man för att den största effekten av vegetationen är på den turbulenta omblandningen av luften – antingen öka omblandningen eller minska den. De parameteriserade vegetationens effekt antingen genom att i) modifiera standardavvikelsen i den vertikala vindhastigheten på grund av vegetationen eller ii) genom att modifiera luftutbyteshastigheten in till recirkulationszonen ("entrainment of material into the wake) eller iii) öka effektiva skärnhöjden på grund av vegetationens inverkan på plymens vertikala utbredning.

Isakov et al. (2017) visade hur effekterna av en vegetationsridå skulle kunna simuleras på liknande sätt som effekterna av en skärm. De beräknade vilken skärnhöjd som skulle behövas för att få motsvarande effekt som en viss vegetationsridå. Modellen de använde var:

$$C = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q}{\sigma_w W} \ln \left(1 + \frac{W}{d + \frac{h_0 U}{\sigma_w}} \right)$$

där d är avståndet från skärmen/vegetationen och h_0 är den initiala plymspridningen på grund av fordonsturbulensen. Övriga parametrar samma som tidigare. Genom att använda den observerade koncentrationsreduktionen, R, på grund av vegetationsridån kunde höjden på en skärm som skulle ge samma koncentrationsreduktion beräknas enligt:

$$H = \frac{\sigma_w}{U} \left(\frac{W}{p-1} - d \right)$$

där p är:

$$p = \left(1 + \frac{W}{d + \frac{h_0 U}{\sigma_w}} \right)^R$$

Figur 29 visar Table 1 i Isakov et al. (2017) som sammanfattar resultaten. Fall nr 2 visar exempelvis att en 6-7 m djup vegetation som är 3-4 meter hög observerades minska koncentrationen med 23 %, vilket skulle kunna åstadkommas med en skärm som är 3.5 meter hög. I samtliga fall är det ganska djupa vegetationsridåer som krävs för att reducera halterna. Det svårt veta hur generaliserbara mätningarna av haltreduktionerna är. Modellen de använde tar inte hänsyn till eventuell deposition på vegetationen.

Table 1

Effect of vegetative barriers on concentrations

Stop Description	Stop Description	Observed concentration ratio	Observed height of vegetation (m)	Modelled equivalent barrier height (m)
1	Clear	1	0	2.0
2	vegetation buffer ~6-7 m deep with approx. 75% coverage	0.77	3-4	3.5
3	Wide gap (> 4 m) with highly porous mix of trees and thin bushes (~6-7 m with approx. 50% coverage)	1	3-4	2.0
4	vegetation buffer ~6-7 m with approx. 90% coverage	0.73	3-4	3.9
5	trees ~10 m, thick vegetation buffer ~7 m, and 1m wide gap with little vegetation	0.85	3-4	2.8
6	trees 10-12 m, vegetation buffer ~7m with approx. 90% coverage	0.71	3-4	4.1

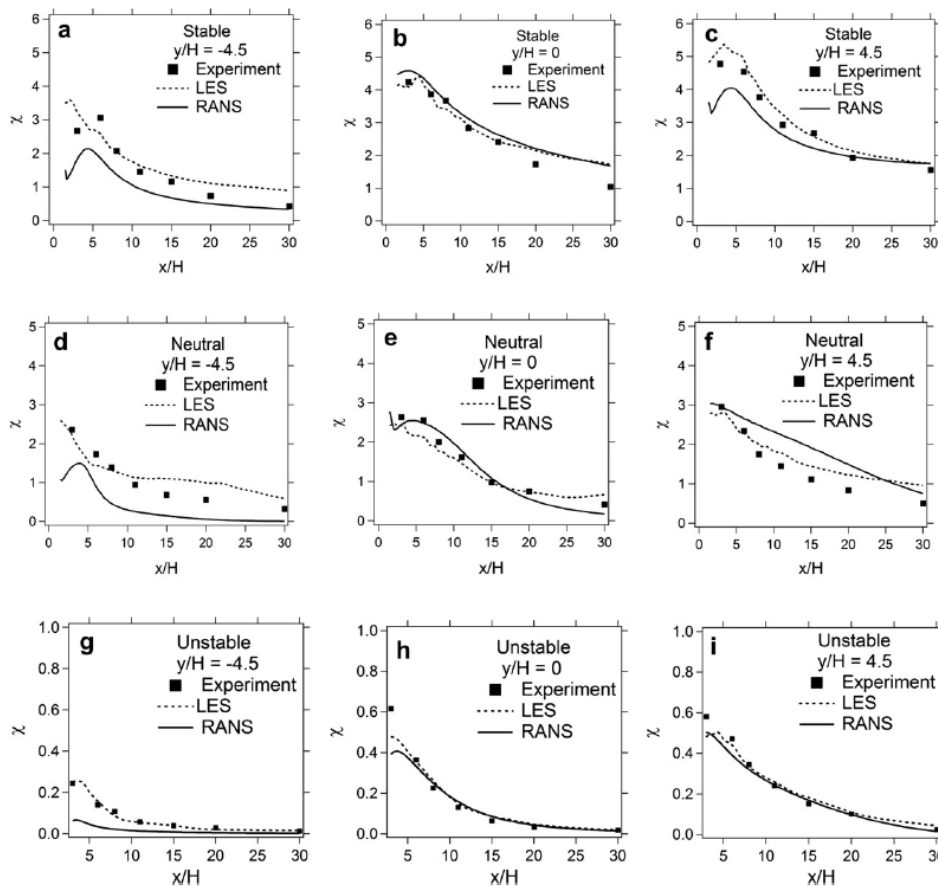
Figur 29. Vegetationsbarriärers effekt på halter. Från Isakov et al. (2017).

6 Modeller

Resultaten i studierna som beskrivits ovan baseras både på avancerade, beräkningskrävande strömningsmodeller och på mer förenklade semi-empiriska modeller. Strömningsmodellerna kräver detaljerad information om alla 3-dimensionella strukturer som kan påverka turbulensen inklusive fordonens effekter på luftomblandning (även om fordonturbulensen ofta inte tagits hänsyn till). I de förenklade modellerna antas platt mark, möjligen med viss råhet.

6.1 CFD modeller

För CFD modellering används oftast olika mjukvaror som har lite olika möjligheter (ANSYS Fluent, STAR-CCM, OpenFOAM eller MISKAM). Dessa kommer inte beskrivas närmare i denna rapport. Det kan nämnas att olika CFD modeller ge lite olika resultat. Den vanligaste modellen är RANS (Reynolds Averaged Navier-Stokes), som dock också kan appliceras med olika antaganden. RANS beräknar medelvärden av flödena vid steady-state. En annan metod är LES (Large Eddy simulation) där de större turbulenta flödena beräknas explicit med Navier Stokes differentialekvation, utan parametersering som i RANS. Steffens et al. (2013) jämförde uppmätta halter och RANS och LES (Large Eddy Simulation) modellernas inverkan på halterna bakom skärmar vid olika atmosfärisk stabilitet. Enligt Steffens et al. (2013) ger LES bättre överensstämmelse med mätningarna jämfört med RANS. LES är dock betydligt mer beräkningskrävande jämfört med RANS.



Figur 30. Jämförelse mellan uppmätta halter och beräknade av halter bakom en skärm med två olika CFD modeller (RANS och LES) vid olika stabilitetsförhållanden. Från Steffens et al. (2013).

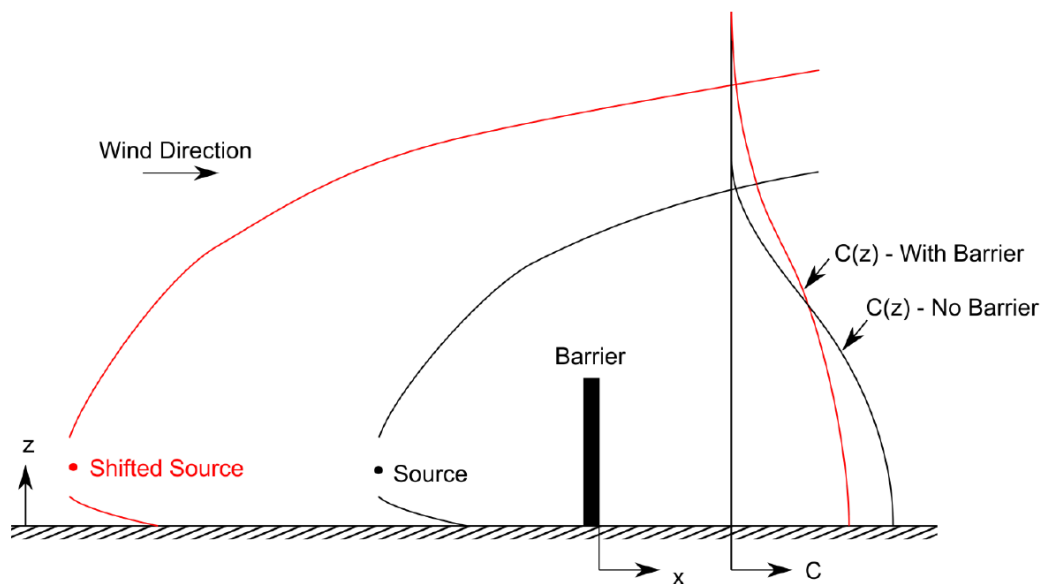
6.2 Förenklade modeller

6.2.1 Halter bakom skärmar (exkluderande vägområdet)

De förenklade modellerna bygger på den Gaussiska plymmodellen applicerad på en oändlig linjekälla. Många publikationer av bullerskärmars effekter (Venkatram et al., 2013; Schulte et al., 2014; Amini et al. 2016; Adhangar et al., 2017) har använt två antagande för att simulera bullerskärmar: mixed-wake och source-shift. Med source-shift förflyttas trafikens utsläpp upp mot vinden så att plymens vertikala utbredning blir större med skärm jämfört med utan skärmen (se Figur 31). Avståndet antas proportionellt mot skärmhöjden, H och kan beräknas som

$$H u / u^*$$

där H är skärmens höjd, u är vindhastigheten i marknivå och u^* är friktionshastigheten (Amini et al., 2016). För typiska meteorologiska förhållanden med en 5 m hög skärm blir denna förskjutning ca 25 m. Med mixed-wake antas att halterna är konstanta med höjden bakom skärmen upp till en viss höjd. Därmed kommer halterna att bli lägre med skärm jämfört med utan. Även om mixed-wake och source-shift antagandena är enkla parameteriseringar så fångas de grundläggande fysikaliska processerna som styr hur halterna påverkas av skärmar, vilket styrks av bra överensstämmelse med data från vindtunnlar och från mätningar längs vägar utomhus (Schulte, 2014).



Figur 31. Schematisk illustration av source shift modellen (Schulte et al. (2014)).

Under neutrala meteorologiska förhållanden kan halten i marknivå beräknas som (Amini et al., 2016):

$$C(x) = \int_x^{x+W} \frac{\frac{q}{W}}{U\left(\frac{H}{2}\right) \cos\theta H + au_* x} dx$$

$$C(x) = \frac{q}{au_*W} \ln \left(1 + \frac{W}{H \frac{u(H/2)}{au_*} \cos\theta + x} \right) \quad (1)$$

där

$C(x)$ = koncentrationen i marknivå på avståndet x meter från skärmen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

H = skärmens höjd (m)

W = vägens bredd (m)

$U(H/2)$ = vindhastigheten på höjden $H/2$ (m/s)

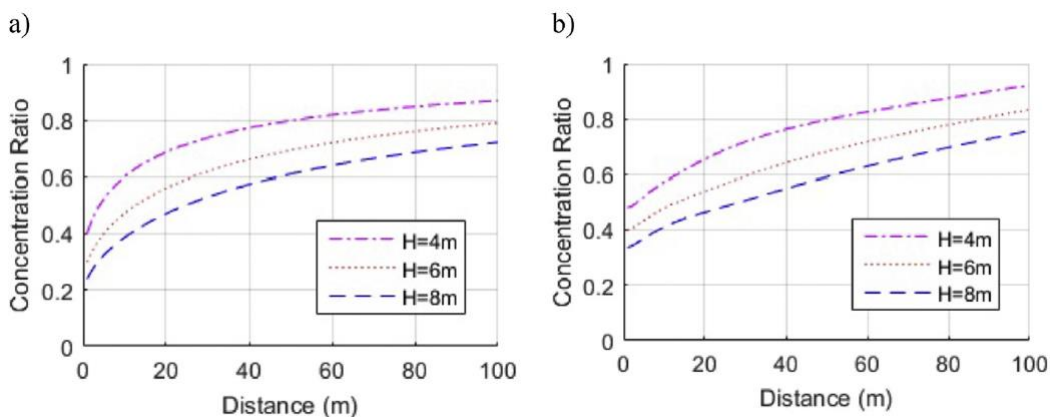
q = emissionen ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)

a = en konstant (0.71)

u^* = friktionshastigheten (m/s)

θ = vindriktningen i förhållande till en normal till vägens riktning, dvs om vägen går i nord-sydlig riktning (0 grader) är normalen ± 90 grader ($\cos 90^\circ = 0$) och θ är = 0 för en västlig eller östlig vind ($\cos 0^\circ = 1$).

Ekvation 1 gäller bara för ungefär neutrala förhållanden. Amini et al (2016) utvecklade denna modell så att den även kan användas för stabila och instabila förhållanden. Resultat från dessa beräkningar tyder på att effekten av instabil skiktning jämfört med neutral inte är så stor (Figur 32). Men andra studier visar att effekten av en skärm kan skilja mera om det är stabil skiktning.



Figur 32. Koncentration med skärm i förhållande till utan skärm på olika avstånd från en skärm som är 4, 6 och 8 meter hög. Beräkningar med respektive utan hänsyn till om luften är instabilt skiktad (b) eller neutralt skiktad (a), enligt Amini et al. (2016).

Ytterligare en formulering av halterna i marknivå enligt mixed-wake modellen för instabila och stabila förhållanden beskrivs också av Ahangar et al. (2017).

$$C_s = \frac{q}{U(\bar{z}) \cos\theta \sqrt{\frac{z}{2}} \sigma_z(x/\cos\theta) + U\left(\frac{H}{2}\right) H \cos\theta} \quad (2)$$

$$\sigma_z = \sqrt{\sigma_{zp}^2 + \sigma_{z0}^2} \quad (3)$$

$$\sigma_{zp} = \alpha * 0.57 \frac{u_*}{U(\bar{z})} x \frac{1}{1 + 3 \frac{u_*}{U(\bar{z})} \left(\frac{x}{L}\right)^{2/3}}, L > 0 \quad (4)$$

$$\sigma_{zp} = \alpha * 0.57 \frac{u_*}{U(\bar{z})} x \left(1 + 2 \frac{u_*}{U(\bar{z})} \frac{x}{|L|}\right), L < 0 \quad (5)$$

Venkatram et al. (2007) härledde ett liknande uttryck för koncentrationen som ekvation 1, men baserat på mätningar av standardavvikelsen av den vertikala vindhastigheten:

$$C(x) = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q}{\sigma_w W} \ln \left(1 + \frac{W}{H \frac{u}{\sigma_w} \cos \theta + x}\right) \quad (6)$$

där

σ_w är standardavvikelsen av den vertikala vindhastigheten (= αu_* i ekvation 1) och u är horisontella vindhastigheten. $\cos \theta$ som korregerar för fallen då vindriktningen inte är exakt 90 grader, var dock inte med i Venkatrams uttryck.

Om man har mätningar av σ_w kan man även beräkna den vertikala utbredningen av plymen som funktion av avståndet från skärmen. I mixed-wake modellen är denna (Schulte, 2014):

$$\sigma_z(x) = h_0 + \frac{\sigma_w x}{u}$$

$$h_0 = \sqrt{\frac{2}{\pi}} H$$

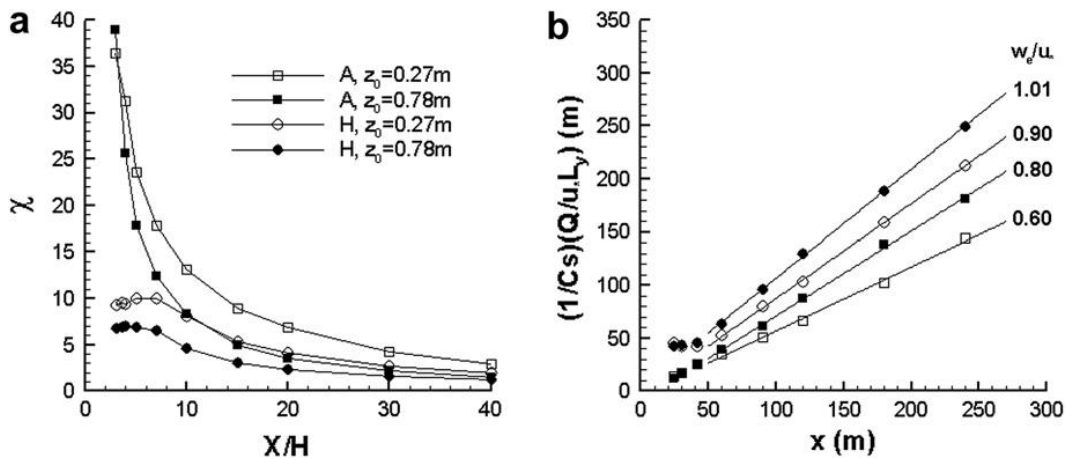
där H är skärnhöjden, u är vindhastigheten och σ_w är standardavvikelsen i den vertikala vindhastigheten.

En parameter som är ett viktigt mått för hur snabbt en plym späds ut är variationerna i den vertikala turbulensen som påverkar den s k "entrainment velocity", w_e (Heist et al., 2009). Heist et al. (2009) visar att inversen av koncentrationen i marknivå kan uttryckas som:

$$\frac{q}{L_y} = \frac{w_e}{u_*} x + \frac{b}{A u_*}$$

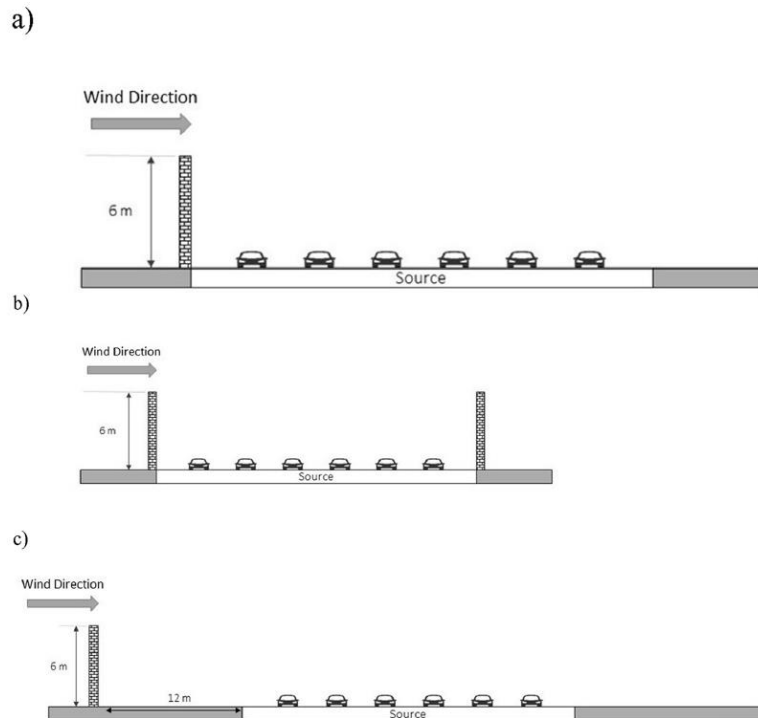
där q/L_y är emission per längdenhet. C_s är markkoncentrationen, b och A är konstanter. Genom att plotta den skalade markkoncentrationen mot avståndet från vägen så kan w_e uppskattas från lutningen vilket demonstreras i Figur 33 (u_* är proportionell mot standardavvikelsen i den vertikala vindhastigheten: $u_* = \sigma_w / \alpha$, där $\alpha = 1,25$).

Skärmen som i detta fall är 6 m, bidrar till att öka w_e ; i detta fall ökar w_e/u_* med 50 % med skärm jämfört med utan skärm. Att öka skrovligheten från 0.27 m till 0.78 m ökar w_e/u_* med 30 % i fallet utan skärm och med 10 % i fallet med skärm.



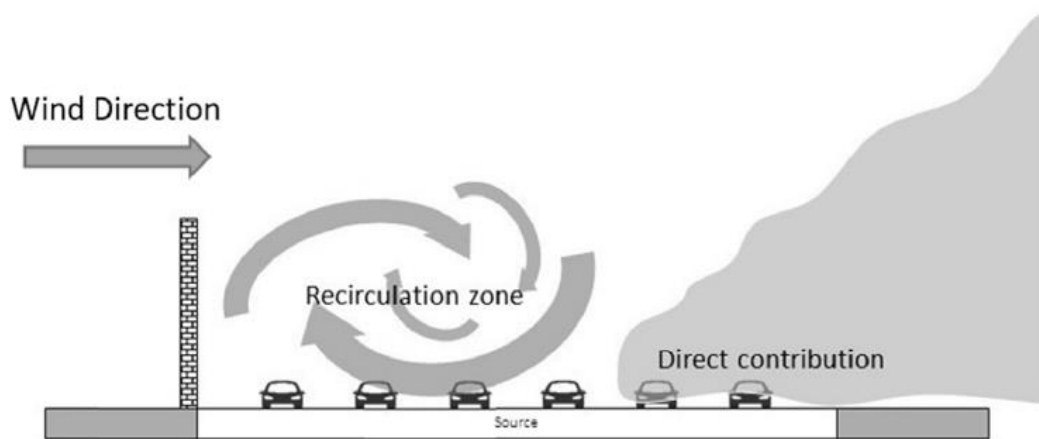
Figur 33. a) visar koncentrationen i marknivå utan skärm (A) och med skärm 6 m hög (H) för olika skrovliga marktyper mätt som z_0 . b) inversen av koncentrationen plottad mot avståndet, skalad så att lutningen blir lika med w_e/u . Från Heist et al. (2009).

Ovanstående ekvationer (1) och (6) gäller för koncentrationer då barriären står på läsidan av vägarna. Ahangar et al. (2017) har tagit fram en förenklad modell för fallet då skärmen står på vindsidan av vägen, samt även då man har skärmar på båda sidorna, såsom illustreras i Figur 34.



Figur 34. Skärmlaceringar för beräkningar enligt modeller av Ahangar et al. (2017).

Ahangar et al. (2017) modellerar detta med två modellansatser. En som tar hänsyn till recirkulationszonen i vägområdet och en för halterna i plymen nedströms vägen såsom illustreras i Figur 35. Haltbidragen adderas sedan för receptorpunkter nedströms vägen.



Figur 35. Bidragen till halterna i recirkulationszonen och i plymen nedströms vägen ("Direct contribution"). Från Ahangar et al. (2017).

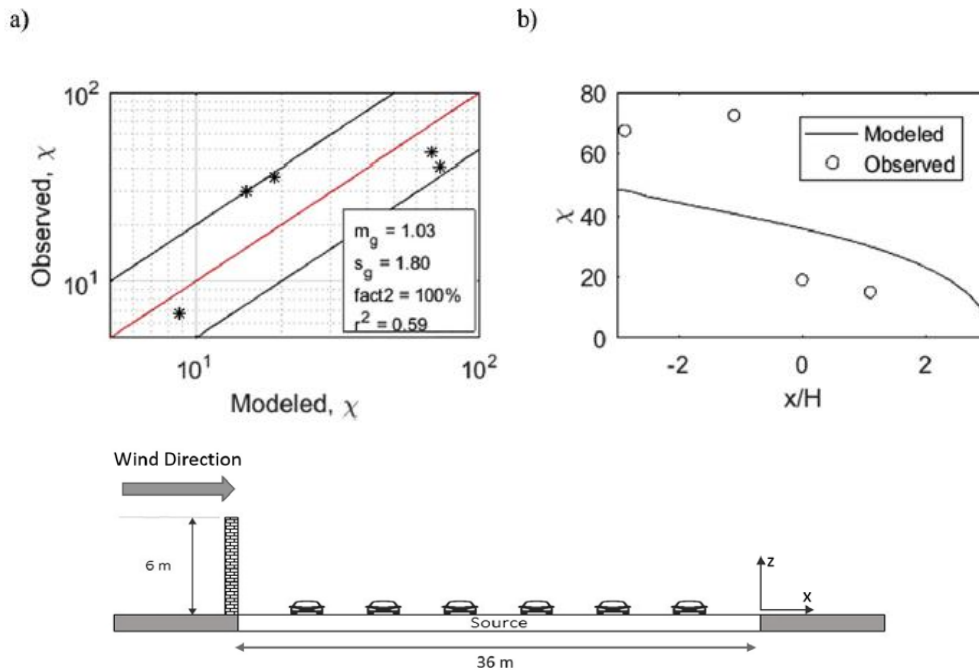
6.2.2 Halter i vägområdet

Ahangar et al. (2017) härledde ett förenklat uttryck för att uppskatta halterna i vägområdet för situationen som illustreras i Figur 12, dvs. när vinden blåser mot en skärm så att vägen ligger nedströms vinden. I det fallet kommer skärmen leda till ökade halter i vägområdet på grund av skärmens effekter på luftens cirkulation. Koncentrationen av luftföroreningar som funktion av avståndet (x) från skärmen (in mot vägområdet) kan beräknas som:

$$C(x) = \frac{q}{\alpha u_* W} \ln \left(1 + \frac{\alpha u_* (W_r - x)}{u h_0} \right) \text{ för } x \leq W_r \quad (4)$$

där W_r är längden på recirkulationszonen som uppstår i vägbaneområdet på grund av skärmen, h_0 är vertikala plymutbredningen på grund av trafikinducerad turbulens (1,5 m), u är vindhastigheten på höjden h_0 och $\alpha = 0.71$.

En jämförelse mellan uppmätta halter och beräknade i vägbaneområdet visas i Figur 36. Beräknade värden ligger inom en faktor 2 från uppmätta.

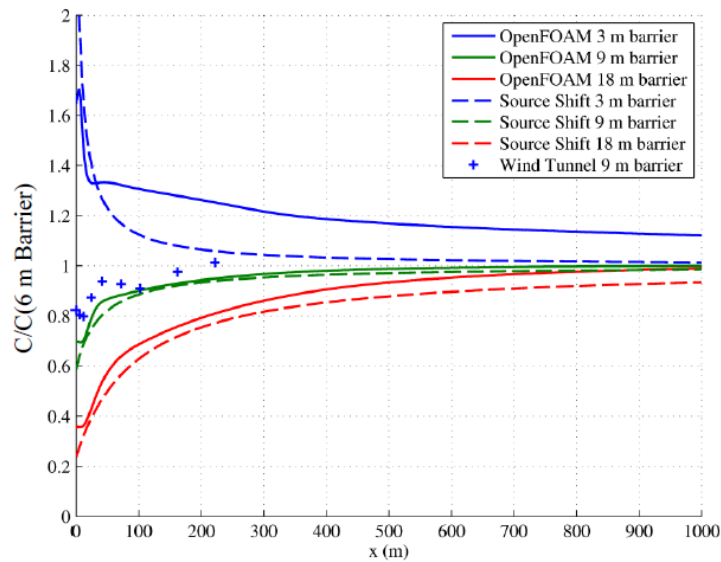


Figur 36. Graferna ovan visar en jämförelse mellan mätningar på höjden $0,3H$ i recirkulationszonen ($H =$ skärnhöjd $= 6\text{ m}$) och beräkningar (ekv 3) av halterna i vägbaneområdet för fallet som illustreras under graferna. Graf b) visar halternas horisontella variation ($x=0$ är vägkanten utan skärm, $x/H = -2$ är i vägbaneområdet 12 m från vägkanten). Från Ahangar et al. (2017).

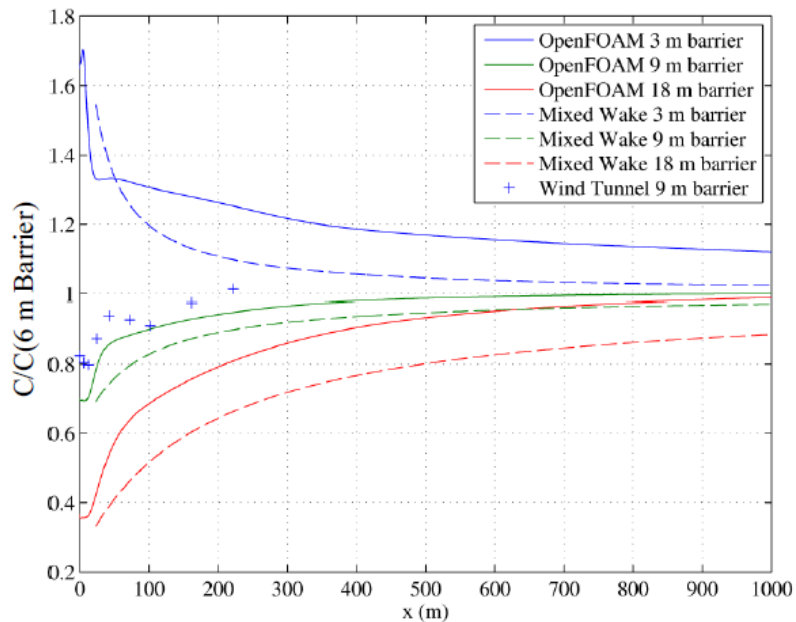
6.3 Jämförelse mellan CFD och förenklade modeller

Schulte et al. (2014) beräknade halterna bakom olika höga skärmar med CFD (OpenFOAM), source-shift och mixed-wake modeller. Figur 37 visar kvoten i halt med skärm/utan för 3 m, 9 m och 18 m höga skärmar i förhållande till kvoten med/utan för en 6 m hög skärm på olika avstånd från skärmarna (obs att det är långa avstånd!). Modellerna ger liknande resultat för 9 m och 18 m. För 9 m stämmer också resultaten med mätningar i vindtunnel. För 3 m skärm ger source shift modellen liknande haltkvot (med/utan) som en 6 m skärm, medan CFD beräkningen antyder att 3 m skärm inte ger så stor effekt som en 6 m skärm, vilket förefaller rimligare.

Figur 38 visar att mixed-wake modellen verkar ge större effekter av 9 m och 18 m skärmar än 6 m jämfört med vad CFD modellen ger. För 3 m blir resultatet ungefär samma som i fallet med source-shift modellen.



Figur 37. Jämförelse av beräknade halter med CFD (OpenFOAM) och source-shift modeller. På y-axeln visa kvoten i halt med skärm/utan för 3 m, 9m och 18 m höga skärmar i förhållande till kvoten med/utan för en 6 m hög skärm.



Figur 38. Samma som Figur 37 men nu jämförelse mellan CFD och mixed-wake modellen.

Schulte et al. (2014) sammanfattade egenskaper, fördelarna och nackdelarna med source-shift och mixed-wake modellerna.

Tabell 3. Beskrivning, fördelar och nackdelar med source-shift och mixed wake modellerna enligt Shulte et al. (2014).

Modell	Beskrivning	Fördelar	Nackdelar
Source-shift	Emissionen skiftas uppströms för att simulera den ökade vertikala, turbulenta omblandningen. Modellen tar inte hänsyn till vertikalt plymlyft eller recirkulation bakom skärmen.	Beräkningarna stämmer med mätningar vid Idaho Falls och vindtunnel. Enkel modell	Tenderar att överskatta halter i recirkulationszonen. Fångar inte de konstanta halterna direkt bakom skärmen på grund av recirkulationen.
Mixed-wake	Simulerar turbulenta omblandningen på lägre höjder än skärmen och tar hänsyn till vertikalt plymlyft på grund av skärmen.	Beräkningarna stämmer med mätningar vid Idaho Falls och vindtunnel. Fångar de viktigaste effekterna av skärmar. Underskattar inte halterna på lite högre höjder. Enkel modell.	Fångar inte de konstanta halterna direkt bakom skärmen på grund av recirkulationen.

6.4 Inverkan av kemiska och partikeldynamik

Ingen modell för bullerskärmar tar hänsyn till kemiska reaktioner eller partikeldynamiska processer (nukleering, koagulering, kondensation/evaporation) eller deposition, som kan påverka reaktiva gaser och vissa partikelstorlekar.

Som visats tidigare beräknade Tong et al. (2019) effekterna av deposition av partiklar av olika storlek om man har en skärm kombinerad med vegetation.

7 Referenser

Ahangar, F.E., Heist, D. Perry, S., Venkatram, A. 2017. Reduction of air pollution levels downwind of a road with an upwind noise barrier. *Atmospheric Environment* 155, 1-10.

Amini et al., 2016. Using models to interpret the impact of roadside barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment* 138, 55-64.

Amorim, J. H., Engardt, M., Johansson, C., Ribeiro, I., Sannebro, M., 2021. Regulating and Cultural Ecosystem Services of Urban Green Infrastructure in the Nordic Countries: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, nr 3. <https://www.mdpi.com/1660-4601/18/3/1219>.

Baldauf et al. 2016. Influence of solid noise barriers on near-road and on-road air quality. *Atmospheric Environment*, 129, 265-276.

Baldauf, R., Thoma, E., Khlystov, A., Isakov, V., Bowker, G., Long, T., Snow, R., 2008. Impacts of noise 599 barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment* 42, 7502-7507.

Bowker, G.E., Baldauf, R., Isakov, V., Khlystov, A., Petersen, W., 2007. The effects of roadside 601 structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways. *Atmospheric Environment* 41, 8128-8139.

Collins, M.C., Otero, A., Woodward, H. Shape matters: reducing people's exposure to poor air quality using sculpted infrastructure elements. *Cities & Health*, DOI: 10.1080/23748834.2021.1883888.

Finn, D., Clawson, K.L., Carter, R.G., Rich, J.D., Eckman, R.M., Perry, S.G., Isakov, V., Heist, D.K., 2010. Tracer studies to characterize the effects of roadside noise barriers on near-road pollutant dispersion under varying atmospheric stability conditions. *Atmospheric Environment* 44, 204-214.

Gallagher, J., Baldauf, R., Fuller, C.H., Kumar, P, Gill, L.W., McNabola, A. 2015. Passive methods for improving air quality in the built environment: A review of porous and solid barriers. *Atmospheric Environment* 120, 61-70.

Ghasemian et al. 2017. The influence of roadside solid and vegetation barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment* 170, 108-117.

Gong, L. och Wang, X. 2018. Numerical Study of Noise Barriers' Side Edge Effects on Pollutant Dispersion near Roadside under Various Thermal Stability Conditions. *Fluids* 2018, 3, 105; doi:10.3390/fluids3040105.

Hagler, G.S.W., Tang, W., Freeman, M.J., Heist, D.K., Perry, S.G., Vette, A.F., 2011. Model evaluation 650 of roadside barrier impact on near-road air pollution. *Atmospheric Environment* 45, 2522-2530.

Hagler G.S.W., Lin, M.-Y., Khlystov, A., Baldauf, R.W., Isakov, V. Faircloth, J., Jackson, L.E. 2012. Field investigation of roadside vegetative and structural barrier impact on near-road ultrafine particle concentrations under a variety of wind conditions. *Science of the Total Environment* 419 (2012) 7–15.

- Heist, D.; Perry, S.; Brixey, L. 2009. A wind tunnel study of the effect of roadway configurations on the dispersion of traffic-related pollution. *Atmospheric Environ.* 43, 5101–5111.
- Huertas, J.I., Aguirre, J.E., Lopez Mejia, O.D., Lopez, C.H., 2021. Design of Road-Side Barriers to Mitigate Air Pollution near Roads. *Appl. Sci.* 2021, 11, 2391. <https://doi.org/10.3390/app11052391>.
- Hoogwerff, J., Tollenaar, C. C., and Van der Heijden, W. J. 2010. In-situ air quality measurements on existing and innovative noise barriers. In *International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution*, ed. C. A. Brebbia and J. W. S. Longhurst, 129–139. Kos, Greece: WIT Press.
- Isakov, V., 2015. Noise barrier along highway, in: highway, P.o.n.b.a. (Ed.), Environmental Protection Agency.
- Lee, E.S., Ranasinghe, D.R., Ahangar, F.E., Amini, S., Mara, S., Choi, W., Paulson, S., Zhu, Y., 2018. Field evaluation of vegetation and noise barriers for mitigation of near-freeway air pollution under variable wind conditions, *Atmos. Environ.* 175, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.060>.
- Li, B., Qiu, Z., Zheng, J., 2021. Impacts of noise barriers on near-viaduct air quality in a city: A case study in Xi'an. *Building and Environment* 196, 107751.
- McCrae, I. 2010. Scientific Board Review: International review of the Air Quality Innovation Programme (IPL). Innovation Program Air Quality. <http://www.iplairquality.nl/data/Eindrapport SB definitief.pdf>.
- Moore et al. (2011). Assessing Bicyclist and Pedestrian Exposure to Ultrafine Particles: Passive Shielding with Noise Barriers. <https://pdfs.semanticscholar.org/bf3d/c356fef6ba75e050cbdfb7888a8a737f9b32.pdf>
- Ning, Z., Hudda, N., Daher, N., Kam, W., Herner, J., Kozawa, K., Mara, S., Sioutas, C., 2010. Impact of roadside noise barriers on particle size distributions and pollutants concentrations near freeways. *692 Atmospheric Environment* 44, 3118-3127.
- Paulson, S.E., Zhu, Y., Venkatram, A. et al., Effectiveness of sound wall-vegetation combination barriers as near-roadway pollutant mitigation strategies. Final report. <https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/classic/research/apr/past/13-306.pdf>
- Schulte, N., Snyder, M., Isakov, V., Heist, D., Venkatram, A., 2014. Effects of solid barriers on dispersion of roadway emissions. *Atmospheric Environment* 97, 286-295.
- Schulte, 2015. The Impact of Roadside Barriers and Buildings on Near Road Concentrations of Vehicle Emissions. PhD Dissertation. University of California, Riverside, USA. <https://escholarship.org/uc/item/0gf034wj>.
- SLB 10:2019. Luftkvalitetsutredning för Tvärförbindelse Södertörn - Spridningsberäkningar för halter av partiklar (PM10) och kvävedioxid (NO2) år 2045.
- Steffens, J.T., Heist, D.K., Perry, S.G., Isakov, V., Baldauf, R.W., Zhang, K.M., 2014. Effects of Roadway Configurations on Near-Road Air Quality and The Implications on Roadway Designs. *Atmospheric Environment* 94, 74-85. 709

Steffens, J.T., Heist, D.K., Perry, S.G., Zhang, K.M., 2013. Modelling the effects of a solid barrier on pollutant dispersion under various atmospheric stability conditions. *Atmospheric Environment* 69, 711 76-85.

Tong, Z.; Baldauf, R.W.; Isakov, V.; Deshmukh, P.; Zhang, K.M. 2016. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Sci. Total. Environ.* 541, 920–927.

Wang, S. och Wang, X. 2019. Modelling and Analysis of the Effects of Noise Barrier Shape and Inflow Conditions on Highway Automobiles Emission Dispersion. *Fluids* 4, 151; doi:10.3390/fluids4030151.

Venkatram, A., Isakov, V., Deshmukh, P., Baldauf, R.W. 2016. Modeling the impact of solid noise barriers on near road air quality. *Atmospheric Environment* 141, 462-469.

Venkatram, A.; Heist, D.K.; Perry, S.G.; Brouwer, L. 2020. Dispersion at the edges of near road noise barriers. *Atmospheric Pollut. Res.* 2020.

SLB-analys, Miljöförvaltningen i Stockholm.
Tekniska nämndhuset, Fleminggatan 4.
Box 8136, 104 20 Stockholm.
www.slb.nu

