



UPPSALA
UNIVERSITET

UPPTEC W 13003

Examensarbete 30 hp
Februari 2013

Modellering av byggnaders skydds- koefficienter vid utsläpp av radioaktiva ämnen

Modeling protection coefficients of buildings
during a release of radioactive materials

Malin Nordqvist

Referat

Modellering av byggnaders skyddskoefficienter vid utsläpp av radioaktiva ämnen

Malin Nordqvist

I händelse av ett radioaktivt utsläpp är det viktigt att ha bra beredskap med skyddsåtgärder som bidrar med det bästa skyddet för den utsatta delen av befolkningen. Direkt efter ett utsläpp utgör exponering via inandning det största problemet eftersom partiklar och gaser ännu inte hunnit deponeras på mark, i moln och så vidare. Byggnader bidrar med ett skydd mot inhalation eftersom luften utanför och inuti bostaden byts ut relativt långsamt. Hur stor del av föroreningen som tar sig in till inomhusluften och hur lång tid detta tar är viktig information för att avgöra om befolkningen är tillräckligt skyddade inuti byggnader eller om evakuering bör ske. I detta arbete har kunskap från befintlig litteratur samt modellering använts för att beskriva generella förhållanden med vilka en förorening kan ta sig in i och ut ur en byggnad. Differentialekvationer med huvudprocesser och ingående parametrar har studerats för att ge en uppfattning om vilket skydd en byggnad kan ge mot inhalation av partiklar och gaser i ett radioaktivt moln. Olika typer av ventilationssystem med eller utan tillhörande partikelfilter diskuteras och inhalationsdos för olika åldersklasser och aktivitetsnivåer undersöks.

Genom att jämföra mängd förorening i luften utanför mot inuti en byggnad talar man om byggnadens skyddskoefficient. De tre huvudprocesser som styr transporten är ventilation, penetration samt deponering. Ventilationen uppkommer av luftutbytet mellan inomhus- och utomhusluften. Ventilationen styrs antingen mekaniskt eller naturligt. Penetrationen beskriver hur stor andel av partiklarna eller gaserna som tar sig in över byggnadens fasad och deponeringen hur partiklar och gaser tenderar att fastna på de ytor de passerar under transporten. Deponeringen sker även på samtliga ytor inuti byggnaden. Efter att ämnen deponerats kan de resuspendera och åter komma upp till luften vilket möjliggör för inandning innan de åter kan deponera på tillgängliga ytor. Deponeringen ses som en sänka medan resuspensionen fungerar som en källa för inomhuskoncentrationen.

En av de faktorer som påverkar skyddskoefficienten till störst del är partikeldiametern eftersom deponerings- och penetrationsprocessen är starkt storleksberoende. Stora och små partiklar deponeras lättare och kvar finns den så kallade mellanfraktionen, 0,2-1 μm i diameter, som håller sig i luften längst tid. Gaser rör sig lätt in och ut ur byggnaden och hindras inte av partikelfilter. Däremot finns särskilda filter att installera som hindrar gaser att ta sig in, exempelvis kolfilter. Sönderfallshastigheten hos de olika radionukliderna påverkar även skyddsfaktorn. Då ämnena sönderfaller minskar koncentrationen i luften, sönderfallet är då en sänka för koncentrationen inomhus. Ventilationshastigheten har en viss påverkan på skyddskoefficienten. En ökad ventilationshastighet leder till att koncentrationen inomhus kommer att gå mot penetrationsfaktorn. Detta gäller om ventilationshastigheten kan antas vara mycket större än depositionshastigheten. Ventilationssystem utrustade med partikelfilter kan hålla en stor del av föroreningen utanför byggnaden. Partikelfiltren har olika effektivitet och klassificeras som grov-, medium- samt finfilter. En hög filtereffektivitet har stor påverkan på skyddskoefficienten. Ett filter skall däremot ses som en färskvara. De kräver underhåll och bör bytas ut i tid för att kunna fungera som de ska.

Inhalationsdosen beror av partikelstorlek eftersom deponeringen som sker i luftvägarna fungerar på liknande sätt som i transporten in och ut ur byggnaden. Mellanfraktionen har tendens att tränga djupt ned i lungorna efter inandning. Effekten från inhalation beror på en individs ålder, storlek och fysisk aktivitet.

Nyckelord

Aerosolkoncentration inomhus, ventilation, modellering, skyddsfaktor, inhalationsdos

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Villavägen 16, 752 36 UPPSALA

Abstract

Modeling protection coefficients of buildings during a release of radioactive materials

Malin Nordqvist

In case of a radioactive release, it is important to have good preparedness with the right actions to contribute the best protection for the vulnerable section of the population. Immediately after a release the exposure through inhalation will be the biggest problem, since particles and gases have not been deposited on land, clouds and so on. Buildings contribute to protection against inhalation. The reason for this is that the air outside and inside the dwelling is changed relatively slowly. How much of the pollution that enter the indoor air and how long time it takes is important information to determine if the population is sufficiently protected inside buildings or if evacuation is needed. In this work knowledge from existing literature and modelling has been used to describe general conditions with which a pollutant moves in and out of a building. Differential equations with main processes and parameters have been studied to give an estimation as to the protection a building can provide against exposure through inhalation of particles and gases in a radioactive cloud. Different types of ventilation systems, with or without associated particle filter are discussed and inhalation dose for different age groups and activity levels are examined.

A buildings protection coefficient is defined by comparing the amount of pollution in the air outside with the air inside a building. The three main processes that control the transport of the pollution in and out from a building are ventilation, penetration and deposition. Ventilation arises of air exchange between indoor and outdoor air. Ventilation is controlled either mechanically or naturally. Penetration describes the proportion of the particles or gases that enter through the buildings shell. Deposition of particles and gases occurs due to the fact that they tend to stick to the surfaces they pass in transit. The deposition also occurs on all surfaces inside the building. After the particles and gases have become deposited, they may re-suspend and come back up into the air permitting inhalation before they once more deposit on available surfaces. The deposit is seen as a sink while re-suspension acts as a source for indoor air concentration.

One of the factors that have a large impact of a buildings protection factor is the particle diameter, due to the deposition and penetration process strongly dependent on particles size. Large and small particles deposited easier and the remaining fraction, the midfraction (0.2 to 1 micron in diameter), remains. This fraction will stay in the air longer since the deposition process does not affect it strongly. Gases move easily in and out of the building and are not prevented by the particle filter. However, there are special filters to install that prevent gases to penetrate, such as carbon filters. The rate of decay of the various radionuclides also affects the protection factor. When nuclides decay the concentration in the air decreases, the decay is then a sink of the concentration indoors. Ventilation rate has a certain influence on protection coefficient. An increased ventilation rate leads to the concentration inside approaching the penetration factor; this is applied if the ventilation rate can be assumed to be much higher than the deposit rate. Ventilation system equipped with a particle filter can keep a large part of the pollutant outside the building. Particle filters have different efficiency and are classified as coarse, medium and fine filter. High filter efficiency has a major impact on the protection coefficient. For a filter to function properly it demands maintenance and should be replaced in time.

Inhalation dose depends on the particle size, since the deposition process affected in respiratory function is similar to the transport in and out of a building. The midfraction tends to penetrate deep into the lungs after inhalation. The effect of inhalation is due to an individual's age, size, and physical activity.

Keyword

Indoor aerosol, ventilation in buildings, model simulations, protection coefficients, inhalation dose

Department of Earth Sciences, University of Uppsala. Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

Förord

Arbetet har utförts på uppdrag av Strålsäkerhetsmyndigheten med handledning av Robert Finck som examensarbete för Civilingenjörsprogram i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet. Bistående handledning har skett på ES-konsult med Tommy Lindholm samt Roland Nilsson som handledare och granskare. Ytterligare handledning har även skett på Helsingfors universitet av Tareq Hussein och Bjarke Mølgaard. Ämnesgranskare för arbetet är Anna Rutgerström på Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Granskning har även skett av Monica Mårtensson på Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Eftersom det är få personer som arbetar med modellering av aerosolkoncentrationer inomhus i Sverige letade jag reda på författaren till många av de rapporter jag hittat för området. Mailsvar kom mycket snabbt och Tareq Hussein tog sig tid att i två dagar hjälpa till med modelleringen för arbetet. Detta skedde på universitetet i Helsingfors. Särskilt tack ges till Tareq Hussein för den tid han tog sig att gå igenom sin befintliga kod för beräkning av inomhuskoncentrationer i byggnader för luftföroreningar kring bostadsområden i Helsingfors. Han har även bidragit med stöd och teori inför nödvändiga begränsningar och fungerat som stöd vid beslut om värden för en del av de ingående parametrarna vid modelleringen. Stort tack till samtliga involverade i detta arbete, tack för alla kommentarer och synpunkter.

Uppsala, januari 2013

Malin Nordqvist

Populärvetenskaplig sammanfattning

Modellering av byggnaders skyddskoefficienter vid utsläpp av radioaktiva ämnen

Malin Nordqvist

Idag spenderas allt mer tid inomhus samtidigt som energibesparande åtgärder gör våra byggnader alltmer isolerade. En väl isolerad byggnad kan göra det svårt för föroreningar utifrån att ta sig in, om en förorening däremot tagit sig in till byggnaden tar det lång tid för den att ventileras ut. I händelse av ett utsläpp av radioaktiva ämnen uppmanas befolkningen att gå inomhus, stänga fönster och dörrar samt slå av ventilationen i väntan på ytterligare skyddsåtgärder. Rekommendationen att ta sig inomhus beror på att luften utanför byggnaden tar sig in långsamt varför byggnaden antas ge ett skydd mot exponering av föroreningar i luft. Från myndigheternas sida är det viktigt att kunna uppskatta hur stort detta skydd blir för utsatta delar av befolkningen för att kunna bedöma om åtgärden är tillräcklig eller om evakuering bör ske. Arbetet ger en generell bild över hur en förorening med radioaktiva ämnen, partiklar och gaser, tar sig in till en byggnad. Ventilationstyper med och utan filter undersöks samt vad som händer då en förorening kommer i kontakt med de ytor den passerar in och ut ur byggnaden.

Arbetet avgränsas till att undersöka hur stor del av föroreningen som finns i luften, den del av föroreningen som utsatta delar av befolkningen kan komma att andas in. De tre huvudsakliga processerna som styr hur en förorening i luften transporteras in och ut ur en byggnad är ventilationen, penetrationen samt deponeringen. Ventilationen beskriver hur luften rör sig genom byggnaden, penetrationen beskriver hur mycket av partiklarna och gaserna som tar sig in i byggnaden och deponeringen beskriver hur stor del som fastnar på de ytor som föroreningen passerar. Deponeringen kan ske både in och ut ur byggnaden men även inuti byggnaden där partiklar och gaser kan deponera på väggar, golv, tak och möbler. Vid aktiviteter inuti byggnaden kan deponerade ämnen komma att resuspendera. Detta kan exempelvis ske då människor rör sig i byggnaden. De tidigare deponerade partiklarna och gaserna åter kan komma upp till luften och därmed riskeras att andas in, liksom ett dammoln som virvlar upp innan det åter faller ned på tillgängliga ytor.

Resultat från den modellering som genomförts i arbetet visar att hastigheten med vilken ventilationen sker påverkar hur mycket av en förorening som tar sig in till byggnaden. Den del av föroreningen som befinner sig i gasfas tar sig lätt in till byggnaden eftersom partikelfilter inte har någon påverkan på dessa samt att deponeringshastigheten är mycket låg. För partiklar beror koncentrationen i inomhusluften starkt av partiklarnas form och storlek. Deponeringen samt penetrationen beror av partikelstorleken. Ett bra partikelfilter kan förhindra upprätthålla en låg koncentration av partiklar i inomhusluften. Detta förutsätter att filtret är väl underhållet. Rengöring samt utbyte av gamla filter är ett krav för att filtret skall fungera bra.

Deponeringen som sker är densamma om det gäller rörelsen in och ut ur byggnaden, inuti byggnaden eller i luftvägarna efter inandning. För stora och för små partiklar har stor tendens att deponeras och kvar i luften finns den så kallade mellanfraktionen. I våra luftvägar efter inandning innebär detta att dessa partiklar tränger sig djupt ner i luftvägarna. Effekterna från inhalation påverkar oss olika beroende på vår ålder, storlek samt fysisk aktivitet. Barn påverkas i högre grad än vuxna och fysisk aktivitet gör att vi andas mer än då vi sover.

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Radioaktivt utsläpp i samband med olycka	1
2. Problemformulering	3
2.1. Syfte	3
2.1.1. Avgränsningar	3
2.2. Arbetsgång	4
3. Teori	5
3.1. Partiklar i luft	5
3.2. Skyddskoefficient	6
3.3. Samband mellan partiklar inomhus och utomhus	6
3.3.1. Ventilation	7
3.3.2. Penetration	8
3.3.3. Deposition och resuspension	9
3.3.4. Thermophoresis	9
3.3.5. Övriga processer	10
3.4. Depositionsprocesser	10
3.4.1. Diffusion	10
3.4.2. Sedimentation	11
3.4.3. Impaktion	11
3.4.4. Interception	12
3.5. Modelleringssteori	12
3.5.1. Jämviktsförhållanden	14
3.6. Byggnader	16
3.6.1. Ventilationstyper	17
3.6.2. Filtertyper	19
3.7. Hälsoeffekter vid exponering	22
3.7.1. Inhalationsdos	22
4. Metod	25
4.1. Modellerings och programmeringsverktyg	25
4.2. Modellerings av radioaktiva nuklider	25
4.3. Avgränsningar vid modellering	28
5. Resultat	30
5.1. Halveringstidens påverkan på skyddskoefficienten	30
5.2. Partikeldiameterns påverkan på skyddskoefficienten	32
5.3. Ventilationshastighetens påverkan på skyddskoefficienten	34
5.4. Filtereffektivitetens påverkan på skyddskoefficienten	36
5.5. Inhalationsdos	37
6. Diskussion	39
7. Slutsats	42
Ordlista	43
Symboler	43
Litteraturförteckning	44
Muntliga referenser	46
Appendix	47
Appendix 0: Kontroll av kod	47

Appendix 1: Kod samt exempel på körning för halveringstidens påverkan	49
Appendix 2: Tabellerade värden för halveringstidens påverkan	53
Appendix 3 Kod för jämvikt	54
Appendix 4 Beräkning för ädelgas	55
Appendix 5 Kod för beräkning av skyddskoefficient	56
Appendix 6 Uträknade värden för partikelstorlekens påverkan	58
Appendix 7 Tabellerade värden för skyddskoefficienter för I-131	59

1. Introduktion

När en förorening släpps ut till atmosfären kommer den att spridas med atmosfärens transportsystem. Utbredningen av föroreningen i atmosfären benämns vanligen plym. Då en plym med radioaktiva ämnen passerar en byggnad kommer mängden strålning inuti byggnaden att bero av flera faktorer. Strålningen kommer dels från ämnen utanför byggnaden som strålar in, dels från radioaktiva ämnen i luften som tagit sig in till byggnaden och dels från deponerade ämnen (utanför samt inuti byggnaden). Idag spenderas allt mer tid inomhus samtidigt som det finns en önskan om att spara in på energianvändningen. Åtgärder för energibesparing i byggnader leder till väl isolerade byggnader med minskad luftutbyteshastighet (utbytet mellan luften inuti och utanför en byggnad) till följd. En minskad luftutbyteshastighet innebär att eventuella föroreningar som tar sig in i byggnaden också håller sig kvar inomhus mycket längre tid (Keng-Wu & Knutson, 2007). God kännedom om ämnenas väg in till byggnader är av stor vikt för att motverka att radioaktiva ämnen kommer in till inomhusluften efter ett utsläpp.

Luftutbytet in och ut genom en byggnad styrs av byggnadens ventilationssystem. Systemet styrs antingen mekaniskt eller naturligt. Vid närvaro av en förorening utanför byggnaden kan denna komma att röra sig in och ut ur byggnaden tack vare detta utbyte. Utbytet i ett mekaniskt ventilationssystem är kontrollerat och styrs av fläktar som transporterar luften önskad väg genom byggnaden. Den mekaniska ventilationen kan försees med luftfilter vilket ger möjlighet att effektivt rena luften vid intaget från föroreningar. Ett naturligt ventilationssystem är ett enkelt och billigt system som styrs av tryckskillnader mellan luftmassor. Systemet saknar däremot möjlighet att rena luften vid intaget. Vid utbyte av en luftmassa som innehåller en förorening kommer föroreningen i luften att minskas genom deposition, vilken sker på samtliga ytor som luften passerar på sin väg. Inuti byggnaden kommer denna deposition att ske på alla ytor i byggnaden innan luften åter skall släppas ut till omgivningen.

Hur befolkningen exponeras för en förorening om de befinner sig inomhus respektive utomhus kan beskrivas med hjälp av skyddskoefficienter. Skyddet som vanligen refereras till är mot strålning ifrån moln, markbeläggning samt inhalation. Direkt efter ett utsläpp, innan deponering och radioaktivt sönderfall hunnit ske, kommer inhalationsdosen (den del av föroreningen som finns i luften) att utgöra problem eftersom föroreningen via inhalation kommer direkt in i kroppen där effekterna kan bli stora. Skyddskoefficienten för inhalationsdos beskrivs av koncentrationskvoten inuti och utanför byggnaden. Värdet på skyddskoefficienten varierar mellan noll och ett och ger en indikation på hur en byggnad skyddar mot exponering av en förorening i inandningsluften jämfört med att befinna sig utan skydd, utomhus.

1.1. Radioaktivt utsläpp i samband med olycka

Ett kärnkraftverk producerar el genom kärnklyvningar av uran. Då uran klyvs bildas radioaktiva ämnen genom kedjereaktioner. Normalt hålls dessa ämnen i härden och omsluts av inneslutningen till reaktortanken. Härden behöver kylas eftersom den annars kan överhettas vilket i sin tur kan leda till att inneslutningens tätande funktion kan äventyras. Vid händelse att den tätande funktionen minskas i samband med att härden överhettas kan radioaktiva ämnen släppas ut till atmosfären, i första hand lättflyktiga ämnen (ädelgaser, jod och cesium). De radioaktiva ämnena förekommer som

olika isotoper. Exempelvis talar man om I-131 och I-133 som bägge är isotoper av jod men med olika halveringstider.

Utsläppets storlek och dess ingående radioaktiva ämnen beror av ett antal faktorer så som temperaturförhållande eller hur väl de utsläpps begränsande skyddsåtgärderna fungerar. Vid en allvarligare olycka finns risk att en mängd radioaktiva ämnen släpps ut, man talar då om ett radioaktivt moln eller en plym (Robert, o.a., 1980). Molnet kommer efter utsläppet att spridas i atmosfären. Hur snabbt och hur långt det sprids beror på rådande väderförhållanden. Allteftersom föroreningen sprids kommer partiklar i molnet genom deponering avsättas på mark och växter där de kommer att ge upphov till extern bestrålning till människor som befinner sig i området. Kvarvarande förorening som drar fram kommer att bestå av en blandning av radioaktiva ädelgaser, andra radioaktiva gaser samt radioaktiva partiklar som ännu inte deponerats.

2. Problemformulering

Vid utsläpp av radioaktiva ämnen är det viktigt att inte utsätta befolkningen för höga stråldoser. Direkt efter ett utsläpp utgör inhalationen ett stort problem eftersom höga mängder av föroreningen fortfarande finns i luften och kan orsaka stora skador inuti våra kroppar efter inandning. Vanliga skyddsåtgärder för boenden i närområden efter ett utsläpp är uppmaningen från myndigheten att "gå inomhus, stäng dörrar och fönster, stäng av ventilationen och lyssna på meddelanden i radion". Anledningen till att hålla befolkningen inomhus är att byggnader kan bidra med ett visst skydd. Exempelvis kan mängden förorening i luften minskas vid inläppet till byggnaden då byggnadens ventilationssystem till stor del kontrollerar in- och utsläpp av luft. Skyddet beskrivs med hjälp av en skyddskoefficient som ger ett värde mellan noll och ett, se 3.2. Vid stora utsläpp kan utrymning av hårt utsatta områden krävas.

Idag vet vi lite om skyddet mot inläckning till byggnader av radioaktiva ämnen och skyddet beskrivs vanligen med schablonmässiga värden. Detta kan leda till felaktiga beräkningar då skyddet antas variera mycket beroende på olika byggnadstyper och ventilationssystem, även partikelstorlek vid utsläpp tros vara av stor betydelse. Partikelstorlekarna vid ett utsläpp kan ha stora variationer varför vanligen ett medelvärde på en mikrometer används idag (Finck, 2012, muntlig källa).

2.1. Syfte

Denna studie syftar till att beräkna representativa skyddskoefficienter. Utifrån en byggnads förutsättning samt olika nuklider och partikelstorlekar beräknas koncentrationen inomhus. Relationen mellan koncentration inomhus och koncentration utomhus ger skyddskoefficienten för det undersökta fallet. Ingående parametrar undersöks för att beskriva dess påverkan på skyddskoefficienten.

2.1.1. Avgränsningar

Exponeringen från en plym med radioaktiva ämnen som passerar en byggnad i samband med ett radioaktivt utsläpp avgränsades i denna studie till sambandet mellan koncentrationen inomhus jämfört med antagen koncentration utomhus. Arbetet avgränsades till att undersöka inhalationdos. Den externa strålningen (vilken kommer direkt in till byggnaden från omgivningen utanför) och strålning från deponerade ämnen på marken, i moln, i byggnadens ventilationskanaler och på ytor inuti byggnaden ingick inte i beräkningarna.

Utsläppets storlek och innehåll av radioaktiva ämnen i händelse av ett radioaktivt utsläpp i samband med en olycka i kärnkraftverk kan skilja sig mycket åt. De ingående nukliderna och storlekar hos partiklarna kan variera starkt. Detta beror på flera händelse- och reaktorspecifika faktorer varför det är svårt att på förhand beskriva ett representativt utsläpp. På grund av detta, samt att studien i huvudsak syftar till att bestämma förhållandet mellan koncentrationen innanför i relation till koncentrationen utanför en byggnad undersöktes endast ett fåtal olika ämnen. Dessa valdes utifrån sina aggregationstillstånd (gasform och fast form), sannolikhet att släppas ut samt halveringstider. Olika scenarier för koncentrationen utanför simulerad byggnad sattes upp. Partiklarna beskrevs utifrån med olika partikeldiametrar, detta för att uppskatta partikelstorlekens betydelse.

2.2. Arbetsgång

I arbetet används befintlig litteratur för att beskriva generella processer som styr hur en förorening rör sig in och ut ur en byggnad samt vilka hälsoeffekterna kan bli efter inandning av radioaktiva ämnen och gaser. En modell skapas i matlab för beräkning av koncentrationen i luften inuti en byggnad utifrån antaget scenario om koncentrationen i luften utanför byggnaden. De viktigaste parametrarna beräknas och ingående radioaktiva ämnen antas utifrån halveringstider och partikeldiametrar. Skyddskoefficienter beräknas utifrån en byggnads förutsättningar samt de olika ingående ämnena och dess partikelstorlekar. Givna koefficienter för inhalationsdoser används för undersökning av hur människor påverkas efter inandning av given nuklid med given partikeldiameter.

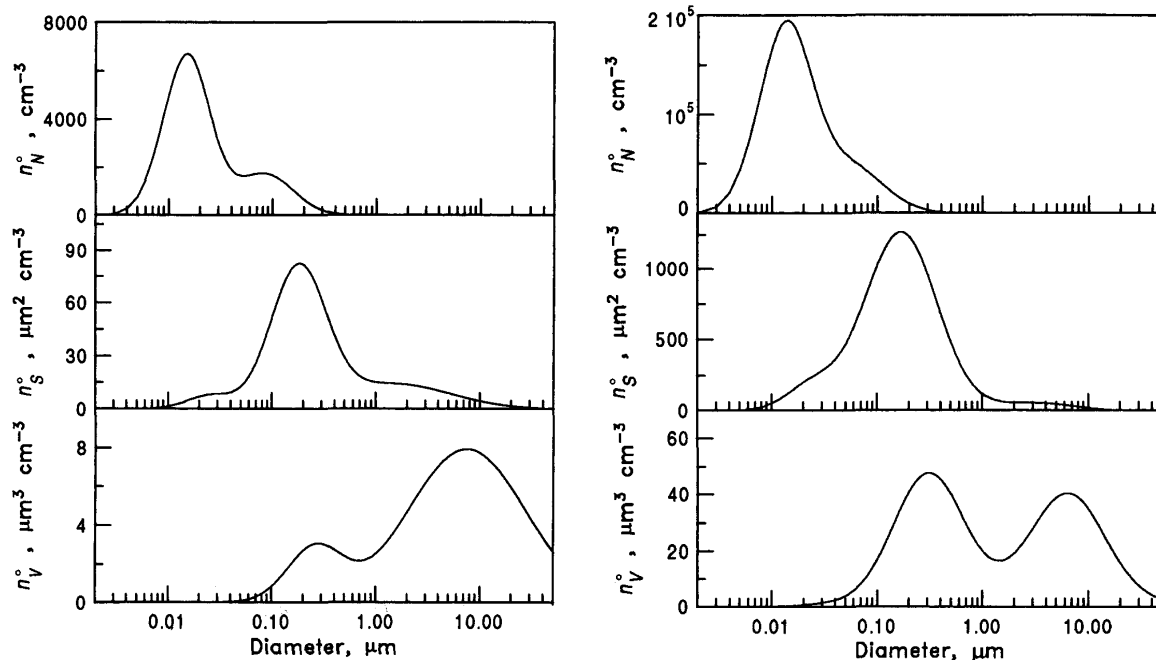
3. Teori

3.1. Partiklar i luft

System som består av två faser, en gasfas och en flytande- eller fast fas, där den fasta fasen innehåller droppar eller partiklar som hålls svävande i gasen kallas för aerosoler (Andersson, 2009). Detta kallas även att partiklarna suspenderats i gasen (Helgesson, 2009). Exempelvis benämns inte damm på en yta som en aerosol, om dammet däremot virvlar runt i luften ses det som en aerosol tills det att dammet åter lägger sig på en yta. I detta arbete studeras aerosoler som innehåller en fastfas, alltså aerosol bestående av partiklar. En radioaktiv aerosol sänder ut strålning då den befinner sig i luften. Efter deponering är bestrålningen kvarvarande till dess att det radioaktiva ämnet sönderfallit (Finck, 2012, muntlig källa). Hur lång tid detta tar skiljer sig åt för olika radioaktiva ämnen. Aerosoler efter inhalation anses ofarliga till dess att de på olika sätt deponeras i luftrören (Andersson, 2009). Deponering inuti kroppen sker efter inandning och beror starkt av partiklarnas storlek, vissa partiklar deponeras inte alls utan andas ut igen.

Partikelkoncentration hos aerosoler kan beskrivas utifrån flera faktorer, bland annat efter deras antal, yta eller volym, se Figur 1. Även masskoncentrationen, PM (particulate matter), är ett vanligt begrepp då partikelhalten i luft skall beräknas och uttrycks i massa per kubikmeter luft (exempelvis $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Partiklarna delas vanligen in i tre grupper: grova partiklar (PM_{10}), fina partiklar ($\text{PM}_{2,5}$) samt ultrafina partiklar (PM_1). Varje grupp betecknar alla partiklar med en diameter som är mindre än nämnd siffra, exempelvis betecknar $\text{PM}_{2,5}$ alla partiklar med partikeldiameter mindre än 2,5 μm . De ultrafina partiklarna betecknas ibland UFP och de kan utgöra ett stort problem efter inandning eftersom de kan penetrera djupt ned i lungorna på grund av att de är så små (Hussein T. , 2005). Figur 1 visar typisk fördelning hos partiklar i landsbygds- (a) samt stads- (b) miljö utifrån deras antal-, yta- samt volymskoncentrationer. Figuren visar att de större partiklarna utgör stora delar av volym- och yt-koncentrationerna medan UFP utgör största delen av antalkoncentrationen. Arbetet utgår i beräkningarna från att beskriva koncentrationen hos partiklarna i antal.

Då partiklar frisätts till atmosfären, exempelvis vid ett utsläpp, är det många faktorer som inverkar på hur långt partiklarna kommer att färdas. En viktig faktor för hur långt partiklarna färdas är partikeldiametern. En särskild gynnsam partikelstorlek för att färdas långa sträckor är en så kallad mellanfraktion, storleksordningen 0,2-1 μm (Helgesson, 2009). Partiklarna inom detta intervall har svårt att deponera under torra förhållanden eftersom de är för lätta för att sedimentera och för stora för att avsättas genom diffusion (Helgesson, 2009). I detta arbete studeras partiklar i intervallet 10 nm till 10 μm och detta intervall skall representera de storlekar som är av största intresse. Om en byggnad befinner sig mycket nära olycksplatsen kommer partikelstorleksfördelningen att se annorlunda ut varför en studie som tar hänsyn till partiklarnas väg fram till bygganden skulle vara ett bra komplement till detta arbete.



Figur 1 Vanliga förhållanden för antal (n_N), yt- (n_S) och volymkoncentrationen (n_V) för partiklar i landsbygdsmiljö (a) samt stadsmiljö (b) (Seinfeld & Pandis, 2006).

3.2. Skyddskoefficient

För att beskriva förhållandet mellan stråldos i skydd med motsvarande stråldos utan skydd över en plan yta används benämningen skyddskoefficient (S). Vanliga användningsområden av skyddskoefficienter då befolkningen exponeras av radioaktiva ämnen efter ett utsläpp är strålning ifrån moln, markbeläggning samt inhalation. I detta arbete är det den sistnämnda skyddskoefficienten som undersöks, skydd mot inhalation som ges av byggnader (S_{inh}).

Koefficienten uttrycks som kvoten mellan inhalationsdos inomhus mot inhalationsdos utomhus. Skyddet beskrivs med en siffra mellan noll och ett. Ett lågt värde indikerar bra skydd eftersom koncentrationen inuti byggnaden då är betydligt lägre än koncentrationen utanför byggnaden.

3.3. Samband mellan partiklar inomhus och utomhus

Luften utanför och inuti en byggnad byts ut kontinuerligt. Luftutbytet sker genom alla öppningar i en byggnad och innebär att luftföroreningar kan föras in och ut ur byggnaden. Om byggnaden innehåller flera olika rum kommer det även att finnas luftutbyte mellan dessa vilket medför att en luftförorening kan röra sig mellan rummen. Utbytet ger upphov till ventilation, mekanisk eller naturlig. Att en byggnad är mekaniskt ventilerad innebär att luftutbytet sker genom ett mekaniskt välkontrollerat ventilationssystem. Vid naturlig ventilering sker luftutbytet genom alla öppningar i en byggnad så som otätheter i fönster och dörrar, sprickor i fasaden och så vidare (Mølgaard, 2009). Denna typ av ventilation är betydligt mer komplicerad att uppskatta vid beräkningar av luftutbyte eftersom utbytet sker i öppningar som inte skulle ha funnits (Hussein & Kulmala, 2008).

Efter ett utsläpp kommer en föroreningskoncentration inuti en byggnad att styras av källor och sänkor (Hussein & Kulmala, 2008). Luftutbytet mellan inomhus- och utomhusluften kommer att generera en minskning av koncentrationen hos föroreningen

till följd av olika filtreringsprocesser. Lyftutbytet spelar även en stor roll för deponeringen av partiklar på olika ytor i en byggnad (Gjorup & Roed, 1980). Detta beror på att ett långsamt luftutbyte ger mer tid åt aerosolerna att hinna deponera, såväl på vägen in till och ut ur byggnaden som inuti byggnaden. Väl inne i byggnaden kommer aerosolerna att deponeras på samtliga tillgängliga ytor vilket ytterligare minskar koncentrationen. Eventuella källor inomhus och resuspension av deponerade partiklar anses däremot som källor eftersom de ökar partikelkoncentrationen i inomhusluften. Dessa två parametrar kan försvåra beskrivningen av kopplingen mellan koncentrationen partiklar utomhus och inomhus då det ibland kan vara svårt att direkt bestämma hur stor del av koncentrationen inomhus som utgörs av aerosolkoncentrationen utomhus (Vette, o.a., 2010). Källor inomhus efter ett utsläpp med radioaktiva ämnen finns inte direkt efter utsläppet. På sikt kan källor inomhus bildas genom att personer tar med sig föroreningar in till byggnaden, exempelvis på kläder och skor. Det dynamiska beteendet med vilken en viss aerosols koncentration inomhus ändras beskrivs generellt enligt sambandet nedan (Mølgaard, 2009).

$$\text{Förändring inomhus} = \text{luftutbyte} - \text{deposition} + \text{källor} + \text{övriga processer}$$

Förändringen i uttrycket ovan beskriver hur mängden ämnen inomhus ändras per tidsenhet. Luftutbytet representerar mängden förorening som rör sig in och ut ur byggnaden via ventilation och penetration. Depositionen beskriver mängd deponerade ämnen. Ventilation, penetration och deposition är tre viktiga huvudprocesser för att beskriva hur koncentrationen inomhus förändras med tiden. Dessa och ytterligare processer beskrivs nedan.

3.3.1. Ventilation

Med ventilation menas ett system som byter ut förorenad luft mot frisk luft (AB Svensk Byggtjänst & Socialstyrelsen, 1998). I denna studie kan dock ventilationen få motsatt effekt eftersom en plym med radioaktiva ämnen kan nå in i bostäder just tack vare ventilationen. Grunden för ventilationsteknik är att varmluft stiger och kallluft sjunker (Helgesson, 2009). Eftersom de två luftmassorna har olika tryck genereras en tryckskillnad varpå luftmassorna sätts i rörelse och eventuella föroreningar i byggnaden kommer att följa luftens rörelse (AB Svensk Byggtjänst & Socialstyrelsen, 1998). Kunskap om hur luften strömmar kan underlätta att föra bort eller späda ut en förorening med hjälp av ventilation.

Naturlig ventilation sker genom att partiklar kommer in till byggnaden som en flöjd av vind i rörelse och buoyancy inducerat flöde. Bouyancy är lyftkraften som en partikel får och som gör att den kan bära sig själv i luften. Ventilationen kan exempelvis uppkomma genom att fönster och dörrar öppnas (Chen & Zhao, 2010). I motsatts till den mekaniska ventilationen är hastigheten hos luftutbytet samt penetrationsfaktorn inte kontrollerat i den naturliga ventilationen utan beror av flera olika faktorer så som omgivande vinds hastighet, riktning och turbulens samt termisk flytkraft (bouyancy), storlek och placering av ventilationsöppningar med mera (Hussein & Kulmala, 2008). Även väderförhållanden och årstid påverkar den naturliga ventilationen (Mølgaard, 2009). Den naturliga ventilationen hos en byggnad har stor påverkan på mängd förorening som kommer in i en byggnad. Ju mindre den naturliga ventilationen är desto mindre blir det naturliga luftutbytet (Gjorup & Roed, 1980). En byggnad som styrs av mekanisk ventilation har väl kontrollerade luftflöden med en sektion för tilluft och en för frånluft. Tilluftssektionen kan vara försatt med ett filter som renar luften vid intaget.

Ventilationshastighet

Då modellering av aerosoler inomhus görs är det viktigt att särskilja termerna luftutbyteshastighet och ventilationshastighet. Luftutbyteshastighet beskriver hur mycket luft som passerar en viss sträcka och har enheten volym luft per tidsenhet (exempelvis [m³/s]). Ventilationshastigheten, λ , representerar antalet gånger som luften inomhus byts ut (exempelvis [h⁻¹]) inom ett visst utrymme och beräknas enligt Ekvation 1, vilket är kvoten mellan total luftutbyteshastighet mellan inomhus- och utomhusluft, Q [m³/h], och utrymmets volym, V [m³] (Hussein & Kulmala, 2008; Mølgaard, 2009).

$$\lambda = \frac{Q}{V} \quad (1)$$

3.3.2. Penetration

Penetrationsprocessen innefattar den mängd partiklar av den infiltrerade luften som passerar genom byggnadens fasad (Chen & Zhao, 2010) eller genom ventilationssystemet in till inomhusluften (Hussein & Kulmala, 2008). Penetrationen genom byggnadens fasad sker via den naturliga ventilationen genom sprickor i fasaden eller via fönster- och dörrkarmar.

Penetrationsfaktor

Penetrationsprocessen beskrivs matematiskt med penetrationsfaktorn, P . Faktorn har betydelse vid studerande av hur stor del av aerosolkoncentrationen inomhus som härstammar från den omkringliggande luften utomhus (Vette, o.a., 2010) och kan numeriskt ha ett värde mellan noll och ett. Penetrationsfaktor av värde ett betyder att byggnadens fasad inte har någon påverkan på infiltrationen (Vette, o.a., 2010). Detta kan hända genom att exempelvis ett fönster öppnas och byggnaden blir så kallat naturligt ventilerad (Chen & Zhao, 2010). Om penetrationsfaktorn har värdet noll innebär det att byggnaden är helt isolerad.

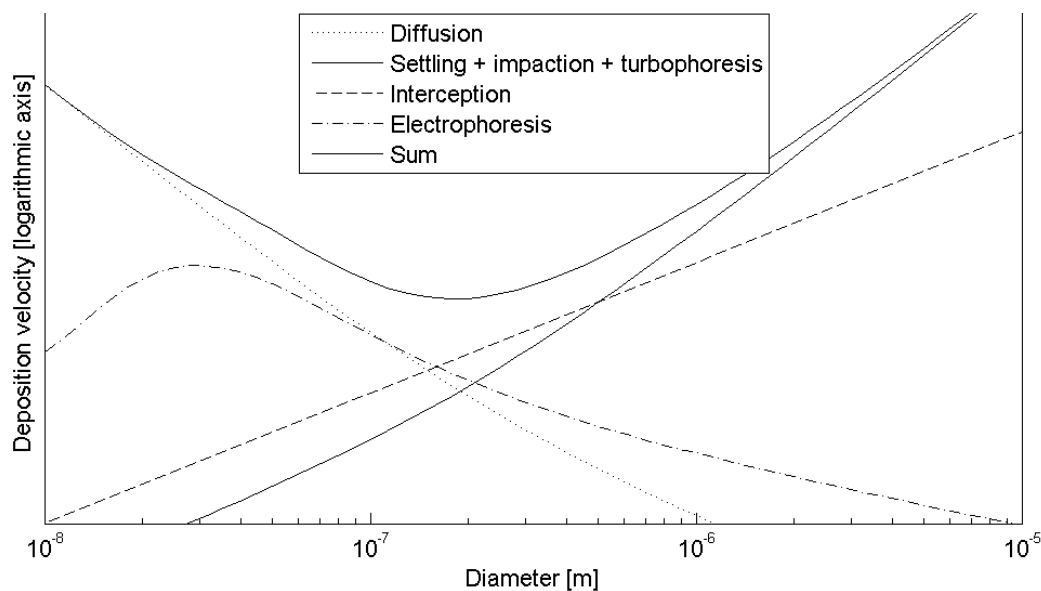
Penetrationsfaktorn i ett mekaniskt ventilationssystem med installerat luftfilter bestäms utifrån luftfiltrets effektivitet, FE , för given partikeldiameter, i , se Ekvation 2. FE anges i procent (Hussein & Kulmala, 2008). Ventilationskanaler i mekaniska ventilationssystem utan installerade filter kan ha en filtrerande effekt för partiklar med en diameter större än 5 μm (Mølgaard, 2009), se 3.3.3

$$P_i = 1 - \frac{FE_i}{100} \quad (2)$$

Penetrationsfaktorn från den naturliga ventilationen är svår att definiera eftersom luften flödar in via sprickor som inte skulle finnas, sprickor i fasaden eller otätheter kring fönster och dörrar. Faktorn varierar med byggnadens geometri, ytmaterial, sprickans storlek samt tryckfall över sprickans längd (Hussein, 2012, muntlig källa). Idealiserade sprickor har undersökts och studierna har visat att faktorn ökar vid ökat tryckfall för samtliga partikelstorlekar. Studierna visar även att sprickornas bredd ökar och längden minskar faktorn (Mølgaard, 2009). Eftersom den totala penetrationsfaktorn över byggnadens fasad är svår att beräkna förenklas den vanligen till att endast beräknas utifrån filtrets effektivitet. Vid infiltration av gas kan penetrationsfaktorn variera beroende på typ av filter och eventuella sprickors geometri (Hussein, 2012, muntlig källa). Penetrationen för gas kan för enkla fall sättas till ett.

3.3.3. Deposition och resuspension

Då en aerosol träffar en yta tenderar den att fastna på den (Mølgaard, 2009). Detta leder till att aerosolerna deponerar vid inflödet även om filter saknas. Väl inuti byggnaden sker deponeringen på samtliga tillgängliga ytor så som på tak, golv, väggar och möbler. Vid deponitionen minskas koncentrationen av föroreningen i luften inomhus och deponitionen definieras därför som en sänka. Deponitionen uppkommer till följd av olika processer, exempelvis diffusion, sedimentation, impaktion, interception (Mølgaard, 2009). Diffusion är den dominerande mekanismen för ultrafina partiklar ($<0,01 \mu\text{m}$) samt gaser medan sedimentation och impaktion spelar störst roll hos deponering av grova partiklar ($> 1 \mu\text{m}$) (Hussein & Kulmala, 2008), se Figur 2. Processerna påverkas, förutom av storleken hos partiklarna även av mönstret hos luftflöde, turbulens samt storlek hos ytor inomhus (Chen & Zhao, 2010). Även ytans skrovlighet påverkar deponitionen, deponitionen ökar med ökad råhet (Hussein, 2012, muntlig källa).



Figur 2 Depositionsprocessernas påverkan på olika partikelstorlekar (Mølgaard, 2009, med tillstånd). Settling beskrivs här som sedimentation. Impaction är Impaktion. Turbophoresis och elektroforesis ingår inte i detta arbete.

Tillgängliga depositionsytor benämns efter deras riktning; uppåtriktade (exempelvis golv), nedåtriktade (exempelvis tak) och vertikala (exempelvis väggar). Den totala depositions-hastigheten, λ_d , [s^{-1}] beräknas sedan enligt Ekvation 3 där A är ytans area i given riktning (upp, ner eller vertikalt) [m^2], v_d är depositions-hastigheten mot den ytan [m/s] och V är rummets volym [m^3] (Hussein, 2012, muntlig källa).

$$\lambda_d = \frac{1}{V} (A_{upp} v_{d,upp} + A_{ner} v_{d,ner} + A_{vertikalt} v_{d,vertikalt}) \quad (3)$$

Efter att partiklar deponerats kan de resuspenderas och därmed bli luftburna igen som ett resultat av inomhusaktiviteter såsom städning. Processen med resuspension är ännu inte tillräckligt studerad och det finns idag ingen generell metod för att inkludera den i modeller för aerosoler inomhus. Vanligast behandlas resuspensionsprocessen därför som en källterm i olika balansekvationer (Hussein & Kulmala, 2008).

3.3.4. Thermophoresis

Skillnaden i temperatur inomhus och utomhus kan vara stor. Speciellt stor är skillnaden under vinter och sommar. Denna temperaturgradient ger partiklarna en termisk kraft

mot den kallare regionen (Mølgaard, 2009), något som kallas för thermophoresis. För fina och ultrafina partiklar kan denna kraft påverka penetrationen mellan sprickor i fasaden. Thermophoresis kan även påverka depositionshastigheten hos partiklar. Påverkan av denna process på depositionen antas vara som störst för partiklar med en diameter större än 5 μm (Hussein, 2012, muntlig källa). Nuvarande modeller kan tyvärr inte ta hänsyn till denna kraft (Chen & Zhao, 2010), varför det finns anledning att vidare studera denna.

3.3.5. Övriga processer

Partiklarna i inomhusluften kan även påverkas av ytterligare processer, så som koagulation, kondens och avdunstning. Dessa processer ingår inte i denna studie.

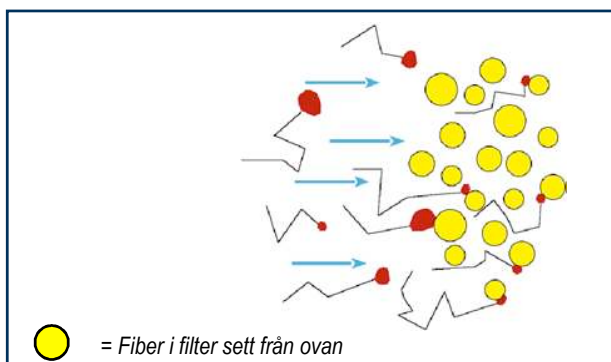
3.4. Depositionsprocesser

Depositionen av partiklar sker i kontakt med samtliga ytor som de kommer i kontakt med under förloppet hela process, från utsläpp till inhalation. Deponering sker först vid transporten fram till byggnaden (ingår inte i denna studie), vid infiltrationen in till byggnaden, inuti byggnaden samt i kroppen efter inandning. Processerna som styr är i huvudsak diffusion, sedimentation, impaktion och interception. Även processen thermophoresis kan påverka depositionen, ytterligare processer avgränsas från denna studie. I detta avsnitt beskrivs de fyra huvudprocesserna, hur de fungerar samt vilken påverkan de har genom förloppet.

3.4.1. Diffusion

Då aerosolpartiklar kolliderar med luftmolekyler uppkommer så kallad Brownsk rörelse. Denna rörelse är slumpmässig och i händelse av koncentrationsgradienter i luften kommer en nettotransport att ske i riktning mot gradienten. Nettotransporten kallas diffusion. Koncentrationsgradienten som behövs för diffusion verkar i ytskiktet närmast ytan där partiklar, på grund av Brownsk rörelse, kan träffa ytan och fastna på den. Koncentrationen närmast ytan minskar då och koncentrationsgradienten skapas. Diffusionen är vanligast för ultrafina partiklar och gaser (Mølgaard, 2009). Den slumpmässiga rörelsen hos dessa små partiklar sker även i närhet till ett filter vilket ökar möjligheten för aerosoler att stöta i ett fiber och därmed fastna på filtret, se Figur 3. Filtreringseffektivitet orsakad av denna rörelse ökar med minskad hastighet hos luften som går över filtret eftersom partiklarna ges mer tid att lyckas fastna på filtret. Eftersom en hög avskiljningsgrad önskas hos fin- och mikrofilter med filtreringsprocessen diffusion bör hastigheterna vara låga. Vanliga hastigheter över dessa filter är 0,1-0,25 m/s hos finfilter och 0,03 m/s hos mikrofilter (Camfil, 2012).

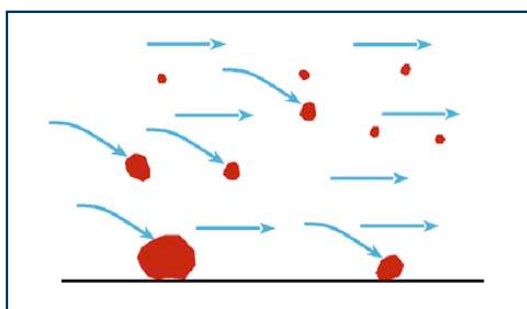
Även vid inandning är diffusionen en viktig deponeringsprocess för små partiklar då luftrören är smala och uppehållstiden relativt lång. Eftersom diffusionen skapas av kollisioner med gasmolekyler ökar påverkan av processen med minskad partikelstorlek (Aerosol Science and Engineering, 2012).



Figur 3 Filtrering med hjälp av diffusion (används i mikrofilter) (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

3.4.2. Sedimentation

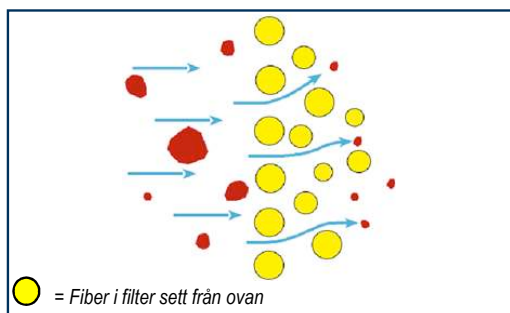
Depositionsprocessen sedimentation uppstår då partiklar påverkas av gravitationen och faller nedåt till följd av detta, se Figur 4. För att deponering skall uppstå krävs att partikeln träffar en yta. Detta kan ske vid låga hastigheter samt kort avstånd till yta (Andersson, 2009). Sedimentationen blir störst för stora partiklar (Mølgaard, 2009).



Figur 4 Filtrering på grund av sedimentation (används i samtliga luftfilter) (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

3.4.3. Impaktion

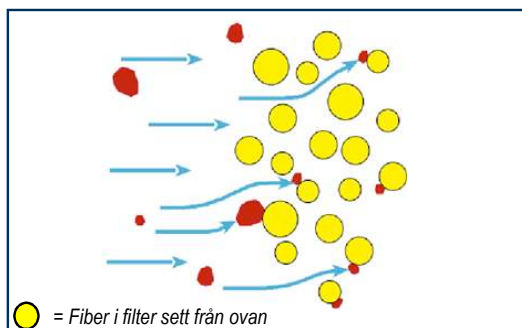
Impaktionen (tröghetseffekten) uppstår då en luftström gör en skarp sväng men en partikel, på grund av dess tröghet, fortsätter rakt fram (Mølgaard, 2009). Partiklar som inte hinner svänga kommer att kollidera med föremålet som orsakade att luften ändrade riktning (Mølgaard, 2009). Impaktion som uppkommer av trögheten hos partiklar är en viktig deponeringsprocess för grova partiklar i samband med hög turbulens, mycket virvlar hos luftströmmen, och vid skrovlig yta (Mølgaard, 2009). Impaktionen tenderar även att bli större vid höga lufthastigheter kring en snäv kurva (Aerosol Science and Engineering, 2012). När luftströmmen träffar ett filter hinner de stora partiklarna inte följa med luftströmmen runt filtret vilket gör att de istället fastnar på filtret och filtreras bort, Figur 5. Tröghetseffekten omnämns vanligast i samband med grovfilter och hastigheter på 1,5 - 2,5 m/s över filtret (Camfil, 2012). De mindre partiklarna med mindre tröghet hinner däremot svänga runt filtret. Vid inandning är impaktionen störst där luftströmmarna är mest turbulenta, det vill säga mun och svalg samt i de flödesbegränsade luftvägarna (bronkerna) (Andersson, 2009).



Figur 5 Filtrering med hjälp av impaktion (används i samtliga luftfilter) (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

3.4.4. Interception

Även om en partikel lyckas följa med luftströmmen kan dess storlek göra så att partikeln träffar en yta och fastnar på den. Detta kallas interception och sker då avståndet mellan partikeln i luftströmmen och ytan blir mindre än radien hos partikeln (Mølgaard, 2009). Partikeln och ytan träffar alltså varandra trots att partikeln följer med luftströmmen, se Figur 6. Sannolikheten för interception ökar med minskat avstånd mellan luftflödet och ytan (Aerosol Science and Engineering, 2012) samt med ökad partikelstorlek och ökad skrovlighet hos ytan (Mølgaard, 2009). Partiklar som fångas upp av luftfilter genom interception är små. Interceptionen i andningsorganen sker där passagen är lång och slingrig (Aerosol Science and Engineering, 2012).



Figur 6 Filtrering med hjälp av interception (används i finfilter och mikrofilter) (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

3.5. Modelleringsteori

Modellering av aerosoler kan med hjälp av matematiska modeller beskriva det dynamiska beteendet mellan koncentrationen av partiklar inuti gentemot utanför en byggnad samt deras transport in till byggnaden genom att beräkna hastigheten med vilken partikelkoncentrationen inomhus förändras (Hussein T. , 2005). Det dynamiska beteende för en viss komponent kan matematiskt beskrivas med utgångspunkt från resonemanget i avsnitt 3.3 och ses i Ekvation 4. Första termen på höger sida av ekvationen beskriver luftutbytet utifrån parametrarna $N_{inomhus}$ samt $N_{utomhus}$ vilka beskriver koncentrationen av undersökt förorening i partiklarnas antal- eller masskoncentration per m^3 . P är penetrationsfaktorn [-] och λ är ventilationshastigheten [1/tid]. Nästa del beskriver depositionen med λ_d , depositionshastigheten, [1/tid]. S är källtermen för emission av förorening inomhus där resuspensionen är inräknad och summationen över J motsvarar övriga processer. I de fall flera utrymmen ingår i beräkningen utförs beräkningarna utifrån vardera utrymmet, l , se nedan. (Mølgaard, 2009).

$$\frac{dN_{inomhus}}{dt} = \sum_l (P_l \lambda N_{utomhus} - \lambda_l N_{inomhus}) - \lambda_d N_{inomhus} + S + \sum_{\text{övriga processer}} J_{process} \quad (4)$$

Vid beräkning av partikelkoncentration inomhus behövs följande parametrar: koncentration av partiklar utomhus, penetrationsfaktorn (eller filtrets effektivitet), ventilationshastighet (eller luftutbyteshastighet), depositions­hastighet, byggnadens geometri (volym och ytarea inomhus inräknat väggar, tak, golv och möbler), luftutbyteshastighet mellan olika utrymmen inomhus (om flera utrymmen antas i byggnaden, se nedan) samt uppskattning av aktiviteter som utförs i byggnaden. Utifrån dessa kan sedan koncentration av partiklar inuti byggnaden beräknas (Hussein & Kulmala, 2008).

Det finns olika typer av modelleringsansatser som antas i studier av aerosoler inomhus. Vanligen används single compartment (enkelt utrymme) och multiple compartment (multipla utrymmen). Ansats med enkelt utrymme ger en generell beskrivning av förhållandet mellan en förorenings koncentration inomhus och utomhus. Inomhusluften antas vara väl omblandad så att koncentrationen hos föroreningen inomhus inte har på rumsliga gradienter. Byggnaden ses i detta fall som ett stort rum. Eftersom byggnader i verkligheten vanligen består av flera rum med luftomblandning mellan rummen vilket leder till koncentrationsskillnader i olika delar av byggnaden är användningen av denna förenklade modelleringsansats begränsad. Modeller­ing med ansats av multipla utrymmen ger av denna anledning en mer korrekt bild av verkligheten. Utrymmena kan antingen motsvaras av ett rum i byggnaden eller så delas utrymmena upp enligt luftens omblandning. Ett utrymme kan alltså antingen vara ett rum, en del av ett rum eller en hopslagning av flera rum. Bägge modelleringsansatserna kräver att luften i varje utrymme är välblandad (Mølgaard, 2009). Modeller kan även beskriva beteendet hos en typ av förorening, single component (enkel komponent), eller hos flera föroreningar, multiple component (multipla komponenter) (Hussein & Kulmala, 2008).

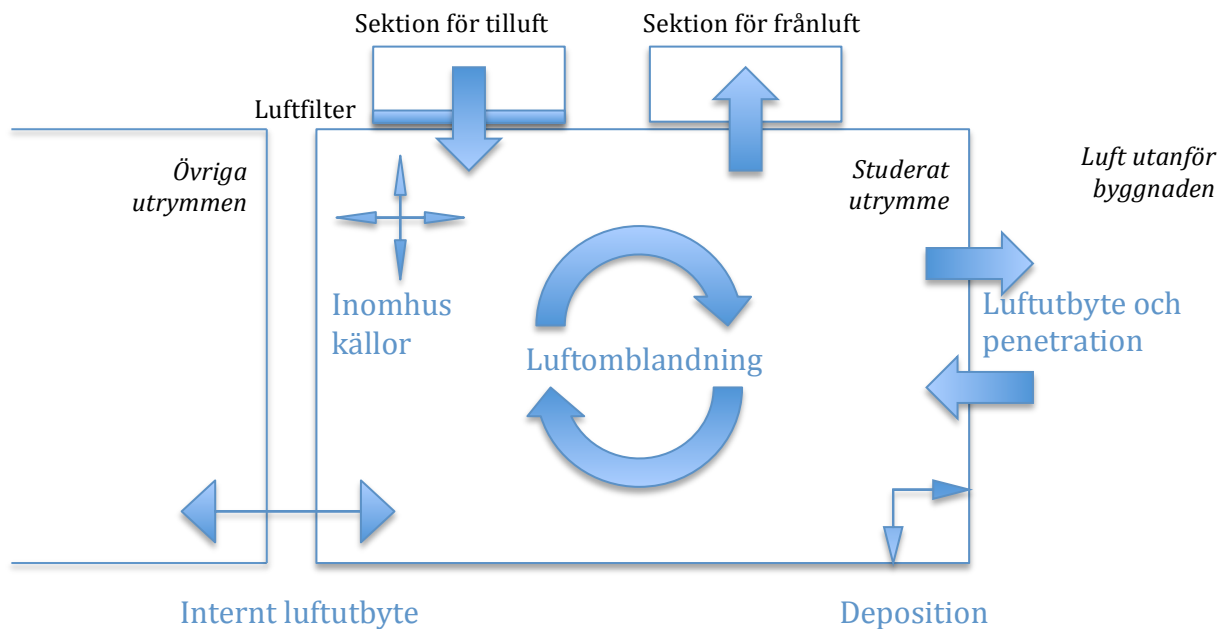
Balans­ekvation för enkel komponent i enkelt utrymme beskrivs enligt Ekvation 5 (Mølgaard, 2009) och ger en generell bild över utbytet mellan luften i och omkring en byggnad. Ett viktigt antagande för att modellen skall stämma med denna ansats är väl omblandad inomhusluft. Luftens omblandning sker antingen mekaniskt, exempelvis med hjälp av fläktar, eller naturligt, genom att exempelvis öppna ett fönster, eller genom rörelse i rummet (Tareq & Markuu, 2010). Ansatsen ger grund till mer avancerade modeller.

$$\frac{dN_{in omhus}}{dt} = \lambda(PN_{u tomhus} - N_{in omhus}) - \lambda_d N_{in omhus} + S \quad (5)$$

Den första termen i Ekvation 5 beskriver hur en förorening tar sig in till inomhusluften från omkringliggande utomhusluft. Den andra termen beskriver hur ventilationen driver föroreningen ut ur byggnaden. Det är dessa två termer som beskriver luftutbytet mellan luften inomhus och utomhus, ventilationen. Ekvationen antar att luften endast rör sig in och ut ur byggnaden genom mekanisk ventilation försatt med filter. Penetrationsfaktorn beräknas utifrån filtrets effektivitet. Den tredje termen beskriver de­positionen som sker på samtliga tillgängliga ytor inuti byggnaden (Hussein, 2012, muntlig källa).

I mer avancerade modelleringstyper tas hänsyn till övriga processer, och om ansats görs med multipla utrymmen behöver såväl luftutbytet mellan luften inomhus och utomhus som luftutbytet mellan ingående utrymmen beräknas. Komplexiteten varierar alltså

beroende på modelleringsansats. Samtliga ansatser utgår från de tre huvudprocesserna penetration-, ventilation- och deposition. Parametrarna som beskriver dessa processer kallas kontrollerande parametrar (Tareq & Markuu, 2010). Figur 7 visar luftflöden utifrån ansats om multipla utrymmen. Inomhuskällorna som illustreras i figuren innefattar eventuella resuspensionsprocesser. Förhållandena i andra ansatser är liknande dessa med den skillnaden att endast ett utrymme beaktas.



Figur 7 Illustration över luftflöden vid multipla utrymmen ansats med ett mekaniskt till- och frånluftssystem.

Hur korrekt modelleringen blir beror av ett flertal faktorer. Exempelvis är penetrations- och depositionsprocessen storleksberoende varför en felaktig uppskattning kring partiklarnas storlek eller ett för stort intervall av deras storlek ger felaktig information kring dessa processer.

3.5.1. Jämviktsförhållanden

Modellen kan lösas analytiskt om följande antaganden görs. Penetrationsfaktorn, ventilationshastigheten och depositions-hastigheten är konstanta i tiden, koncentrationen utanför byggnaden är konstant, källor inomhus ändras med konstant hastighet och resuspensionen är försumbar (Hussein, 2012, muntlig källa). Den analytiska lösningen ses i Ekvation 6. $C_{0,inomhus,i}$ är initialkoncentrationen av partiklar inomhus och ekvationen beräknas för partikelstorlek i (Hussein & Kulmala, 2008).

$$C_{inomhus,i}(t) = C_{0,inomhus,i}e^{-(\lambda+\lambda_{d,i})t} + \frac{\lambda P_i C_{utomhus,i} + S_i}{\lambda + \lambda_{d,i}} (1 - e^{-(\lambda+\lambda_{d,i})t}) \quad (6)$$

När tiden går mot oändligheten (efter lång tid) uppstår ett jämviktsförhållande mellan koncentrationen utomhus och inomhus. Vid undersökning av jämviktsförhållandet, då koncentrationen inomhus är någorlunda konstant och källor inomhus sätts till noll ($S=0$), fås Ekvation 7 (Hussein, 2012, muntlig källa).

$$\frac{C_{inomhus,i}}{C_{utomhus,i}(\text{Jämvikt})} \cong \frac{\lambda P_i}{\lambda + \lambda_{d,i}} = \frac{I}{U} kvot \quad (7)$$

Jämviktsförhållandet definierar inomhus-utomhus koncentrationskvoten (I/U-kvot) vid frånvaro av källor inomhus. Kvoten används ofta som ett mått vid undersökning av inläckning till byggnader eftersom den ger ett generellt uttryck över relationen mellan partiklar inomhus och utomhus och även är enkel att förstå. I/U-kvoten är starkt beroende av en rad olika parametrar så som partiklarnas storlek, geometrin hos sprickor i byggnadens fasad samt luftutbyteshastigheter. Eftersom flera av dessa faktorer även påverkar varandra, exempelvis påverkas luftutbyteshastigheter av årstidsvariationer, kan stora variationer på kvoten fås vid beräkningar. Av denna anledning kan det vara svårt att dra slutsatser genom att endast studera I/U-kvoten (Chen & Zhao, 2010).

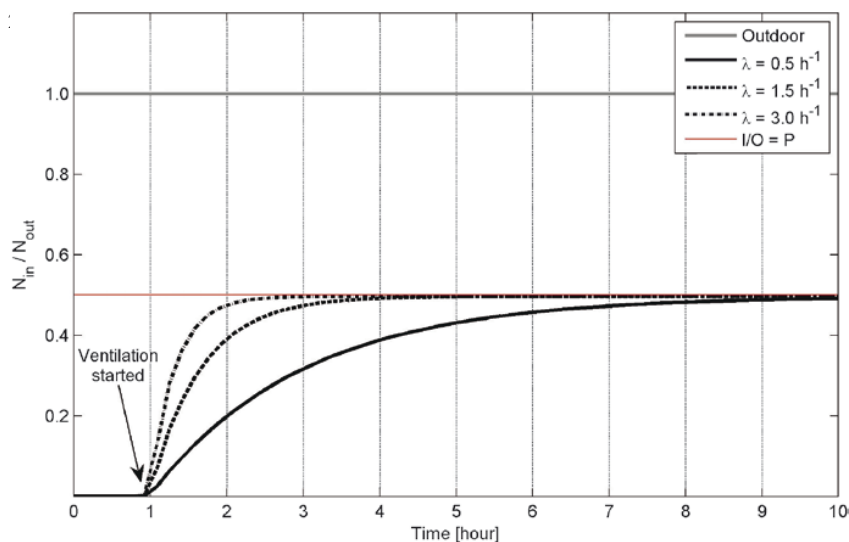
Tiden för att uppnå jämvikt skiljer sig åt beroende på de ingående parametrarna. Med utgångspunkt i Ekvation 6 och med antaganden att initial koncentration inomhus och källor är noll kan tiden beräknas enligt Ekvation 8.

$$t = \frac{\ln(1-\text{andel})}{-(\lambda-\lambda_d)} \quad (8)$$

Andelen anger hur stor del av totala koncentrationen som har byggts upp inomhus vid undersökt tidpunkt. Om exempelvis tiden att uppnå 95 % av jämviktsvärdet skall beräknas blir andel 0,95.¹

I/U kvoten bör särskiljas från infiltrationsfaktorn och penetrationsfaktorn. Infiltrationsfaktorn (INF) representerar jämvikten mellan de partiklar som penetrerar byggnaden och förblir suspenderade (Chen & Zhao, 2010), oberoende av hur luftutbytet sker. Penetrationsfaktorn är den fraktion av föroreningen som passerar genom byggnadens fasad eller ventilationssystem. I händelse av källor inomhus bidrar dessa inte till infiltrationsfaktorn men de gör det till I/U kvoten. Av denna anledning är infiltrationsfaktorn bra eftersom den inte innehåller partiklar från källor inomhus och kan därför ge en bra bild på antalet partiklar som kommit in utifrån (Chen & Zhao, 2010). Om källor inomhus däremot saknas blir I/U kvoten och infiltrationsfaktorn densamma och de påverkas bägge av penetrationsfaktorn, ventilationshastigheten och depositionshastigheten. Om ventilationshastigheten kan antas vara betydligt större än depositionshastigheten kommer både I/U kvoten och infiltrationsfaktorn att gå mot penetrationsfaktorn (Hussein, 2012, muntlig källa). Figur 8 visar fallet med I/U-kvoten.

¹ Tiden beräknas för på förhand bestämd del av jämviktsläge. Fullständig jämvikt uppnås aldrig varför 100 % ej går att beräkna.

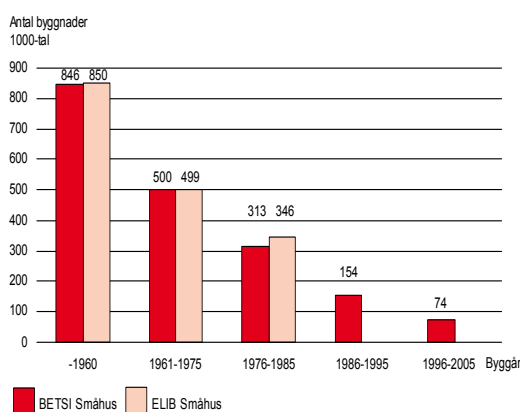


Figur 8 I/U kvot går mot penetrationsfaktorn (här $P=0,5$) om ventilationshastigheten är mycket större än depositionsastigheten (Hussein, 2012, med tillstånd).

INF och I/U är viktiga termer vid undersökning om en förorening kommer utifrån eller inifrån en byggnad medan penetrationsfaktorn är den parameter som kontrollerar infiltrationen vid undersökning av luftkvaliteten om föroreningen kommer utifrån (Hussein, 2012, muntlig källa).

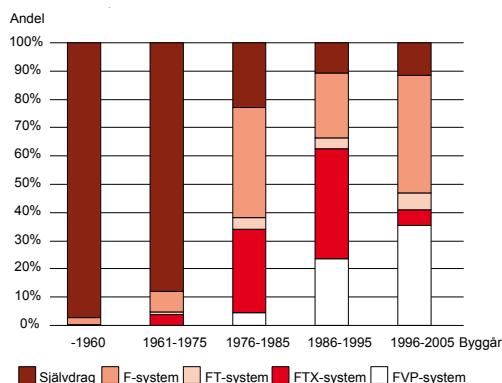
3.6. Byggnader

Det finns lagar, föreskrifter och allmänna råd kring hur ventilationen i våra byggnader skall skötas. Boverket har satt upp byggregler som innehåller krav på ventilationen i våra byggnader. Socialstyrelsen ger allmänna råd och Plan- och bygglagen beskriver den obligatoriska ventilationskontrollen (OVK) (Filterskolan Camfil, 2012). På uppdrag av regeringen genomförde boverket ett projekt kallat BETSI (Byggnaders energianvändning, tekniska status och inommiljö). Projektet resulterade i en beskrivning av det svenska byggnadsbeståndet. Detta arbete har använt en del av resultatet från projektet som grund för val av olika parametrar (exempelvis ventilationshastigheter). BETSI delade in det svenska byggnadsbeståndet i klasserna: småhus, flerbostadshus, kontor, vårdlokal samt allmänna lokaler (Boverket, 2009b). Figur 9 visar småhusen indelade efter deras nybyggnadsår. Den allra största delen av småhusen byggdes före 1960.



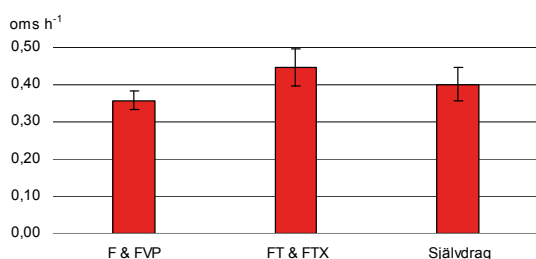
Figur 9 Småhusen i det svenska byggnadsbeståndet, klassificerade efter nybyggnadsår (Boverket, 2009a, med tillstånd).

De respektive åldersklasserna delades sedan in efter byggnadernas ventilationstyper, se Figur 10, där det kan utläsas att den största delen av byggnader byggda innan 1960 (åldersklassen med flest antal hus) har självdragsventilation. Idag installeras vanligen F-system i småhusen, se 3.6.1.



Figur 10 Typ av ventilationssystem, klassificerade efter nybyggnadsår (Boverket, 2009a, med tillstånd.) F - fläktstyrd frånluft, FT - fläktstyrd till- och frånluft, FTX - fläktstyrd till- och frånluft med värmeväxlare och FVP - fläktstyrd frånluft med värmepump.

BETSI har sammanställt ventilationshastigheter för de olika kategorierna (småhus, flerbostadshus osv.) efter nybyggnadsår samt ventilationstyp. Figur 11 visar resultatet för småhus sorterade efter ventilationstyp. Rekommendation från socialstyrelsen är luftomsättning med 0,5 omsättningar per timme. Ingen av åldersklasserna i småhusen motsvarade detta. Småhusen hade en genomsnittlig luftomsättning på 0,4 [1/h]. Flerbostadshusen hade något högre luftomsättningar, 0,57 - 0,59 [1/h] för ventilationssystem F och FTX, se 3.6.1. Den genomsnittliga luftomsättningen för flerbostadshusen var 0,53 [1/h] vilket motsvarar Socialstyrelsens rekommendation (Boverket, 2010). Utifrån resultaten från BETSI kommer modellering att köras för 0,4, 0,5 samt 0,6 omsättningar per timme.

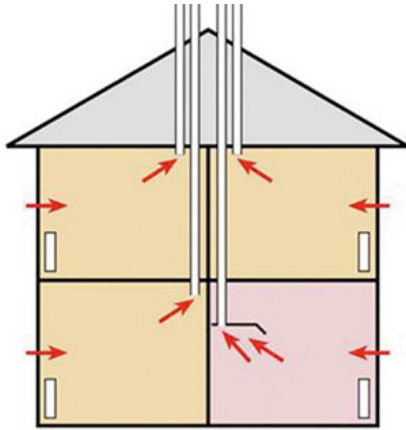


Figur 11 Luftomsättningar i småhus utifrån deras ventilationssystem (Boverket, 2010, med tillstånd.) F - fläktstyrd frånluft, FT - fläktstyrd till- och frånluft, FTX - fläktstyrd till- och frånluft med värmeväxlare och FVP - fläktstyrd frånluft med värmepump.

3.6.1. Ventilationstyper

Det finns olika typer av ventilationssystem vilka samtliga resulterar i luftutbytesprocesser där föroreningar från utomhusluften kan föras in till bostaden. Vanliga ventilationstyper anges nedan och beskrivs därefter mer ingående.

- Självdrag, S
- Fläktstyrd frånluft, F
- Fläktstyrd till- och frånluft, FT
- Fläktstyrd från- och tilluft med värmeväxlare, FTX
- Fläktstyrd frånluft med värmepump, FVP

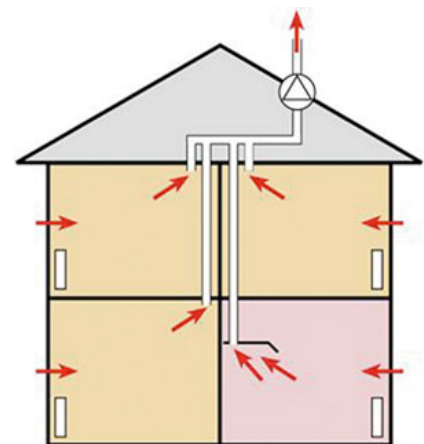


Figur 12 Byggnad med självdragsventilation (Soliduct, 2012, med tillstånd).

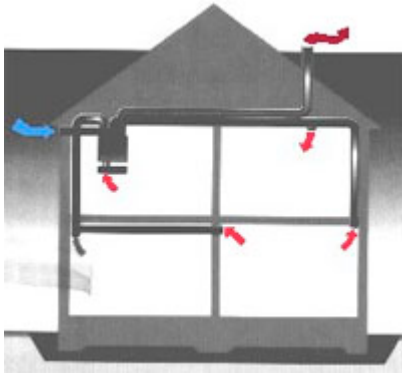
Den första typen S, självdrag, är den enklaste ventilationstypen. Systemet bygger på vertikala kanaler (från kök, badrum och toalett) vilka mynnar ut ovan tak. Luften som tas in till byggnaden kommer främst in genom otätheter i byggnadens fasad, se Figur 12. Drivkraften för systemet är temperaturskillnader mellan inomhus- och utomhusmiljön, tryckskillnader som uppkommer av vind samt nivåskillnader mellan intaget och uttaget. Nackdelarna med självdrag är att ingen eller liten ventilation finns om temperaturskillnaden är liten eller om det är vindstilla. Exempelvis kan ventilationen vara hög under vinterhalvåret medan luften nästan står stilla

under sommaren. Systemet kan i vissa fall även ge problem med bakdrag vilket gör att luften kommer in fel väg. Positiva egenskaper med systemet är att det är enkelt, ingen energitillförsel behövs för drift och systemet ger därför inga driftstörningar. Byggnader som ventileras med självdrag kräver ingen rengöring av ventilationskanalerna och bullrar inte. Många av Sveriges äldre byggnader styr sin ventilation med hjälp av självdrag, se 3.6. Vid byggnation av nya byggnader installeras dock inte självdrag särskilt ofta, däremot förekommer system med fläktförstärkt självdrag. Detta innebär att systemet förstärks med en frånluftsfläkt som på sommartid ger ökat självdrag. Fläkten styrs antingen av utomhustemperaturen eller frånluftsflödet. Tilluften styrs i detta system med automatik vilket gör att den kan minskas vid kallt och blåsig väder. (AB Svensk Byggtjänst & Socialstyrelsen, 1998).

Ventilationstypen F, fläktstyrd frånluft, är ett vanligt system i nyare flerbostadshus och villor (Energiakademin, 2012). Systemet är mer reglerat än systemet med självdrag, de naturliga krafterna ersätts av fläktar, se Figur 13. Nackdelarna är att luften tas in utan kontroll genom exempelvis ventiler och andra öppningar, äldre F-systemen saknar även möjlighet att filtrera och värma upp luften. F- systemet kan kompletteras med en frånlufts-värmepump (FVP) vilket gör det möjligt att använda värmen från frånluften. För att kontrollera luftgenomströmningen, undvika drag samt få möjlighet att förvärma luften används fläktstyrd till och frånluft, FT. Mängden luft som tas in kontrolleras genom att luften tas in via tilluftskanaler vilka styrs av fläktar. Systemet finns i många allmänna lokaler och villor från 1980 och - 90 talen och är ofta utrustade med luftfilter (Energiakademin, 2012). Storleken hos tilluftskanalerna bestäms utifrån vilken hastighet den inströmmande luften har. Den fjärde ventilationstypen, FTX, är idag mycket vanlig i alla typer av bostäder. Detta system kompletterar tidigare nämnda FT systemet genom att möjliggöra för värmeväxling. Istället för att släppa ut den uppvärmda luften används den för att värma upp den kalla uteluften vid intaget, se Figur 14.



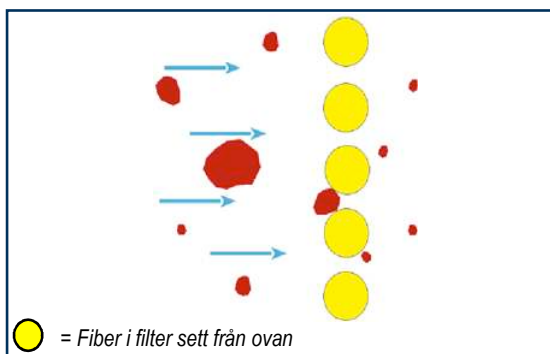
Figur 13 Byggnad med frånluftsventilation (Soliduct, 2012, med tillstånd).



Figur 14 Hus med FTX ventilation (Hemkomfort, 2012).

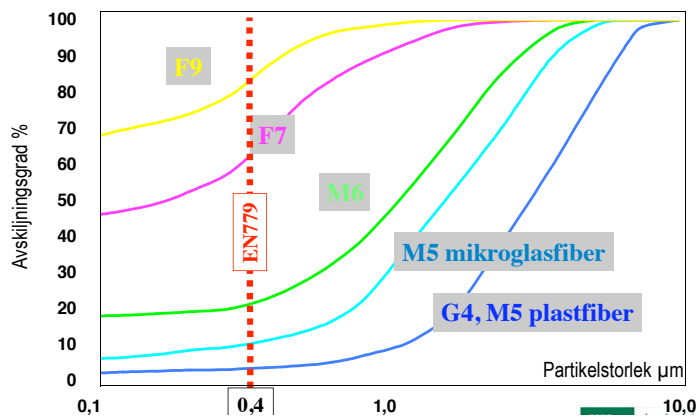
3.6.2. Filtertyper

Mekaniska ventilationssystem kan vara försedda med filter. Genom att installera ett filter kvarhålls luftutbytet samtidigt som uteluften filtreras vid intaget. I kärnkraftverk installeras luftfilter i anknötning till frånluften (Filterskolan Camfil, 2012) för att begränsa ett eventuellt utsläpp till atmosfären i händelse av olycka. Partikelfilter som installeras i ventilationssystem filtrerar luften genom att partiklar kommer i kontakt med fiberytor i filtren och fastnar där (Camfil, 2012). Detta hindrar partiklarna från att komma in till inomhusluften. Partiklarna kommer i kontakt med filtret genom olika mekanismer bland andra silning (som siktar partiklarna efter deras storlek), se Figur 15, samt olika depositionsprocesser, se 3.4.



Figur 15 Filtrering med hjälp av silning (används i alla typer av partikelfilter) (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

Filtren kan vara gjorda av olika material, vanligast olika sorters fibrer. Egenskaperna hos dess fibrer, dess diameter och densitet påverkar filtrets förmåga att fånga upp partiklar, filtrens avskiljningsförmåga. Även partiklarnas storlek, se Figur 16, deras kemiska sammansättning och form har betydelse för hur väl ett filter fångar upp partiklar. Variationen hos avskiljningsförmågan gör att filter vanligen delas in i olika klasser.



Figur 16 Filtrens förmåga att avskilja partiklar ur luften beror bland annat av partikelstorlek (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd.) Vardera linje representerar olika filtertyper. Grov- (G), medium- (M) samt finfilter (F) filter.

För att beräkna ett filters avskiljningsförmåga (anges vanligen i procent) används Ekvation 9 (Helgesson, 2009).

$$Avskiljningsförmåga = \left(1 - \frac{tilluft(antal\ partiklar)}{uteluft(antal\ partiklar)} \right) \quad (9)$$

För grovfilter anges viktavskiljningsgrad och för fin- samt mikrofilter anges partikelavskiljningsgrad. På senare tid har de lägre klasserna av finfiltren fått byta namn till mediumfilter. I Europa gäller standarden EN 779:2012 som sätter krav på filtren utifrån minsta avskiljningsgrad, se Tabell 1. Filtren betecknas efter klass: G1-G3 (grovfilter), M5-M6 (mediumfilter), F7-F9 (finfilter). Mikrofiltren delas in i EPA (E10-E12), HEPA (H13-H14) samt ULPA (U15-U17). (Filterskolan Camfil, 2012). Speciella filter för filtrering av gas, så kallade kolfilter, installeras vanligen i ventilationssystem med värmeväxlare, FTX. Detta görs då inomhusluften har höga krav på renhet och eftersom luften inomhus används för att värma upp inkommande luft utifrån i dessa system (Salik, 2012, muntlig referens).

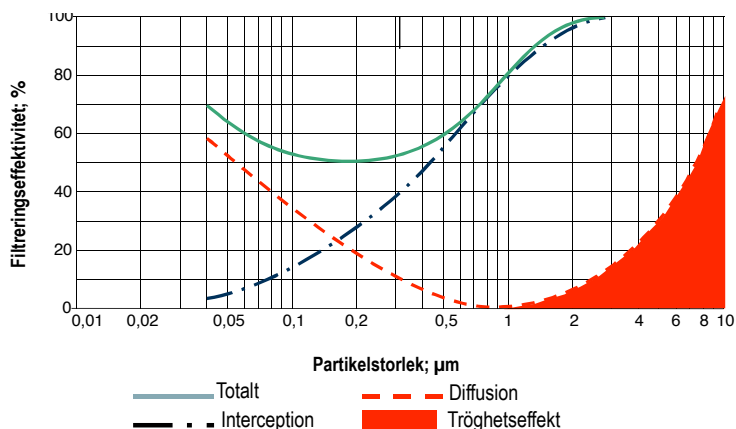
Tabell 1 Europastandarden EN 779:2012 sätter krav på filters effektivitet (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd)

Filter-Klass SS-EN779	Minsta partikel- avskiljningsgrad; 0,4 µm	Minsta partikel- avskiljningsgrad; 0,85 µm
M5	2 %	8 %
M6	12 %	25 %
F7	50 %	70 %
F8	70 %	85 %
F9	80 %	90 %

Olika typer av byggnader har olika krav på hur ren luften inomhus bör vara, av denna anledning finns de olika filtertyperna installerade i olika byggnader. Företaget Camfil levererar filter till ventilationssystem och de ger ut rekommendationer om vilka filter som passar för olika typer av lokaler. G3 kan användas i verkstäder och lagerlokaler. Vanligen har byggnader installerade filter enligt M5, M6 och M7 (FOI, 2012). På Camfil rekommenderas F7 i fastigheter, kontor, skolor och så vidare. Ventilationen i sjukhusbyggnader är ofta komplext uppbyggd då olika delar av sjukhuset har olika krav

på renhet, filtren brukar här variera mellan F7 till de så kallade absolutfiltren (HEPA filter) (FOI, 2012). Inom sjukvård rekommenderar Camfil att filter av klass F8 eller högre skall installeras, i anknötning till operationsrum på sjukhus krävs mikrofilter av klass EPA eller HEPA (partikelavskiljningsgraden ligger i intervallet 85-99,9994%) och ULPA med ännu högre avskiljningsgrad (99,9995-99,99995%) bör användas vid tillverkning av mycket känslig utrustning samt elektronik (Filterskolan Camfil, 2012). I detta arbete modelleras fyra filtertyper. Dessa motsvaras av G3, M6, F7 samt F8. Alltså såväl grov-, medium- samt finfilter studeras.

Vid modellering då penetrationsfaktorn skall bestämmas är det filtrets effektivitet (istället för avskiljningsförmåga) som används, se 3.3.2. Filtrets effektivitet, FE, bestäms utifrån den fraktion aerosoler som kommer fram till filtret men hindras av detta från att komma in till byggnaden. Effektiviteten beror av partikelstorleken eftersom de depositionsmechanismer som skapar filtreringen är storleksberoende. Den minsta FE, och därmed maximalt värde på penetrationsfaktorn fås vanligen i intervallet 0,1-1 μm (Mølgaard, 2009). Detta förklaras med deponeringsprocesserna som beskrivs i 3.4 eftersom varken diffusions- eller impaktionsprocesserna är effektiva filtreringsmekanismer i detta storleksspann (Hussein & Kulmala, 2008). Figur 17 kan därför jämföras med Figur 2. För större partiklar är penetrationsfaktorn relativt liten på grund av sedimentationen och den är även relativt liten för ultrafina partiklar på grund av diffusion (Chen & Zhao, 2010), se 3.4.



Figur 17 De olika filtreringsprocessernas påverkan på FE för olika partikelstorlekar (Filterskolan Camfil, 2012, med tillstånd).

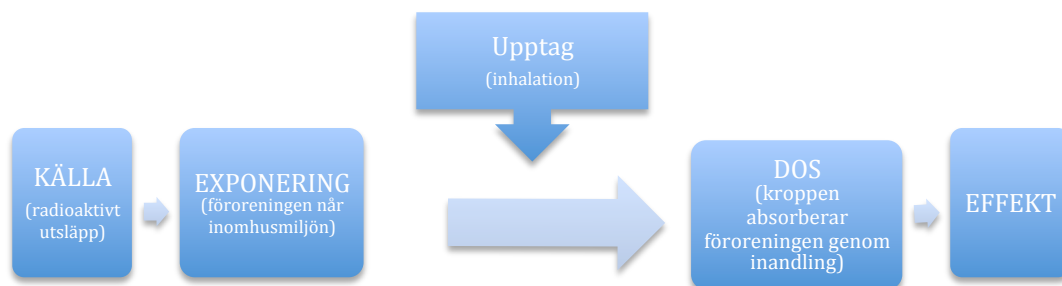
Även hastigheten hos luftflödet då det passerar filtret påverkar filtrets effektivitet, vanliga fronthastigheter över ett filter är 1,5-3,5 m/s (Filterskolan Camfil, 2012). Ett högt flöde minskar infiltrationen för ultrafina partiklar men ökar det för partiklar över 400 nm i diameter (Mølgaard, 2009). Även beläggningen av damm på filtret påverkar dess effektivitet. Filter klassificeras efter deras avskiljningsgrad för olika storlekar hos partiklar. De allra enklaste filtren med lägst avskiljningsgrad filtrerar endast skräp och insekter till skillnad från de mest avancerade filtren som i princip filtrerar bort alla partiklar ur luften (FOI, 2012). De sistnämnda kallas absolutfilter (eller Hepafilter) och dessa används i lokaler med särskilt höga krav på luftens kvalitet (Salik, 2012, muntlig referens). Mer om olika filtertyper, se 3.6.2.

Viktigt att tänka på när det gäller luftfilter är att de är gjorda för förutbestämda luftflöden och lufthastigheter. Vid stora avvikelser från dessa värden fungerar filtret inte som det ska, detta gäller särskilt vid för stora flöden eller för höga hastigheter (Filterskolan

Camfil, 2012). Vidare skall luftfilter betraktas som en färskvara och de bör kontrolleras eftersom beläggning av damm och partiklar gör att filtret blir fullt och därmed tappar sin förmåga att fånga inkommande partiklar. Det är även viktigt att ett filter byts ut i tid eftersom i det fall radioaktiva partiklar fastnar på filtret kommer de att utsända joniserande strålning. Filtret blir i detta fall en strålkälla och kan därmed orsaka skada om det får sitta kvar. (FOI, 2012)

3.7. Hälsoeffekter vid exponering

När en förorening kommer i kontakt med människokroppen blir ämnet tillgängligt för upptag, exempelvis via huden eller vid inandning. Hur mycket av föroreningen som tas upp av kroppen kallas dos. En schematisk illustration från källa till effekt ses i Figur 18. Vid exponering av en förorening är det ämnens kemiska och fysiska egenskaper såväl som exponeringens tid som är av intresse. Exponering under lång tid ger en större risk för upptag vilket medför ökad risk för högre dos. (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 18 Processer från källa till hälsoeffekter (efter Naturvårdsverket, 2008).

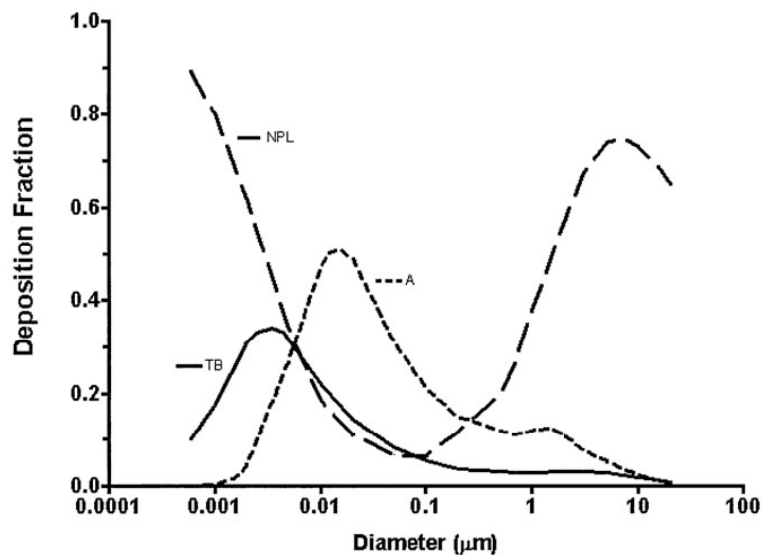
3.7.1. Inhalationsdos

I denna studie undersöks exponeringen via inhalation, beskriven som inhalationsdos, som en person inuti en bostad utsätts för efter ett utsläpp. Dosen beräknas enligt uttrycket nedan och ges vanligen i vikt eller volym. När det gäller radioaktiva ämnen anges dosen däremot i mängd absorberad energi per massenhet hos individen (Finck R., 2012, muntlig referens). Exponeringen anges i mängd per volym och lungventilationen anges i volym inandad luft genom tid (Petersson, 2008). Hälsoeffekterna som beskrivs nedan gäller inhalationsdoser.

$$Dos_{inandad} = Exponering * Lungventilation * Tid$$

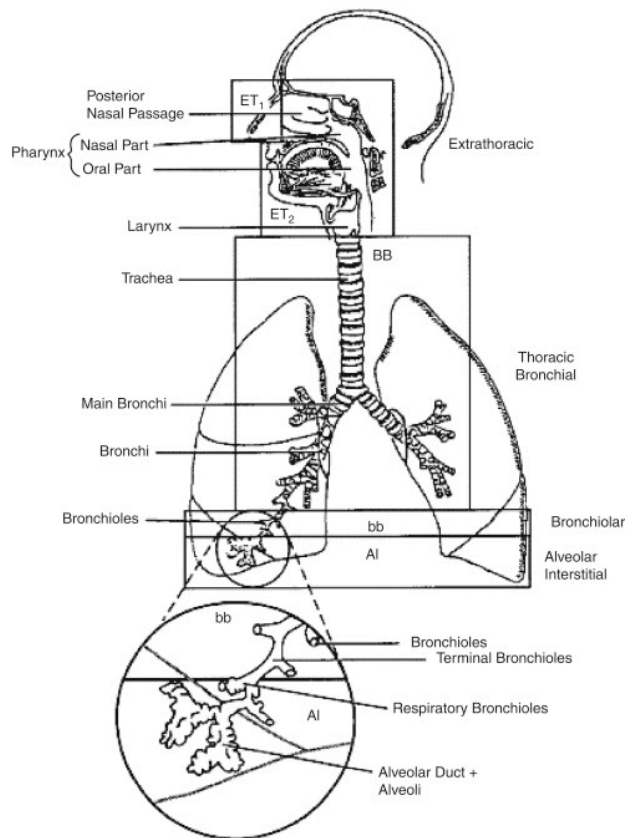
Partiklar kommer efter inandning att deponeras i olika delar av kroppen (Helgesson, 2009). Generellt deponeras stora partiklar i mun- och näshålan, på grund av impaktion. Mindre partiklar fortsätter ned till luftrör och lungor, där deponering sker genom impaktion eller diffusion, se 3.4.3 respektive 3.4.1. De allra minsta partiklarna kommer att deponeras i lungorna. Var partiklarna deponeras visas i Figur 19. Figuren kan jämföras med Figur 2 eftersom processerna är de samma oavsett var partiklarna deponeras. Hur mycket av en förorening som når lungorna beror även på anatomin och fysiologin hos andningsorganen. Kön, ålder, kroppsvikt och kondition spelar en stor roll vid intag av en förorening genom inandning. ICRP, det internationella rådgivande organet för strålskydd, har utfört beräkningar av doskoefficienter. Koefficienterna kan användas för att beräkna inhalationsdoser från radioaktiva ämnen för sex olika åldersklasser samt vid olika aktivitetsnivåer (exempelvis sovande eller lättare arbete).

Barn bör uppmärksammas särskilt eftersom de andas mer än vuxna i förhållande till kroppsvikt och eftersom deras kroppar är under utveckling (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 19 Hur stor andel partiklar som deponeras i olika delar av luftvägarna beroende på partiklarnas storlek. NPL=näsa och svalg, TB=luftstrupe, A=lungblåsor. (Naturvårdsverket, 2008, med tillstånd.)

En person som befinner sig i ett radioaktivt moln som innehåller gasformiga och partikelbundna radioaktiva ämnen kan komma att andas in dessa. Huvuddelen av de inandade radioaktiva ädelgaserna kommer följa med utandningsluften ut ur kroppen medan jodföreningar och små radioaktiva partiklar (i storleksordningen mindre än 1 µm) kommer att stanna kvar inuti kroppen efter inandning. Då exponeringen för de radioaktiva ämnena upphör minskar mängden inuti kroppen och till följd av radioaktivt sönderfall genom transport ut ur kroppen via dess naturliga utsöndringsmekanismer. Hur lång tid detta tar är olika för olika ämnen (Robert, m.fl., 1980). Vissa radionuklider sönderfaller till dotternuklider som också kan vara radionuklider. Mängden av dessa dotternuklider kan därför öka en viss tid i kroppen innan de börjar minska. (Nilsson, 2012, muntlig referens). ICRP har en modell för beräkning av doskoefficienter vid inhalation av radioaktiva nuklider. Luftvägarna kan delas upp i fem delar, se Figur 20, för beräkning av absorberad dos för varje del separat. Dosbidraget från de olika delarna vägs samman till en doskoefficient för beräkning av stråldos till lungan (ekvivalent dos angiven i sievert, Sv) och till hela kroppen (effektiv dos angiven i sievert, Sv). Arbetet använder doskoefficient för beräkning av given nuklid med given partikeldiameter. Koefficienten delas upp i ålders- och aktivitetskategorier utifrån beskrivning från ICRP.



Figur 20 Uppdelning av luftvägarna enligt modell från ICRP för inhalationsdos (Internationella strålskyddskommisionen, 1997, med tillstånd).

Deponering och upptag av gaser i kroppen beror på kemiska egenskaper, om molekylerna upplöses eller reagerar vid kontakt med ytorna i luftvägarna. Deponeringen här antas vara oberoende av ålder och kön och uppskattningar görs i modellen på gaser som anses vara av särskilt intresse (Internationella strålskyddskommisionen, 1997). Inhalationsdoser av gaser ingår inte i denna studie.

4. Metod

4.1. Modellering och programmeringsverktyg

Med utgång från teorin har modellering genomförts med verktyget Matlab. För att kunna beräkna koncentration inuti en byggnad beräknas först byggnadens area, volym och ventilationshastighet. Sedan ansätts penetrationsfaktor, depositions-hastighet, källor inomhus, initialkoncentration inomhus samt koncentration utomhus. Efter beräkningarna plottas förändringen av koncentrationen inomhus mot tiden. Integralen av kurvan ger total mängd i inomhusluften under modellerad tid. Genom att dividera mängden inomhus med motsvarande utomhus fås skyddskoefficienten för vardera simulerat fall.

I modellen är det enkelt att ändra och anpassa indata för att undersöka hur de ingående parametrarna enskilt påverkar skyddskoefficienten. Indata är nuklidens halveringstid, partikelstorlek, filter, ventilationshastighet, byggnadens geometri samt koncentrationen utomhus. För beräkning av depositions-hastigheten är indata partikeldiameter, ytans skrovlighet samt partikeldensitet. Källor inomhus samt initialkoncentration inomhus sätts till noll. Kontroll av koden för beräkning av inomhuskoncentrationen ses i Appendix 0.

4.2. Modellering av radioaktiva nuklider

I denna studie undersöktes aerosolers väg in till en byggnad till följd av ett radioaktivt utsläpp. Ämnen med olika halveringstid och depositions-hastigheter valdes ut till beräkningarna. Utsläppet från verket och plymens transport fram till byggnaden ingick inte i studien. Förhållandena utanför byggnaden har förenklades till konstanta koncentrationer utomhus (1 Bq/m^3) och dess varaktighet har sattes till tre scenarier, 1 timme, 12 timmar samt oändligt, se Tabell 2.

Tabell 2 Antagna förhållanden utanför simulerad byggnad

Koncentration utomhus	Mängd [Bq/m ³]
1 timmes utsläpp	1
12 timmars utsläpp	1
Oändligt utsläpp	1

Att de radioaktiva nukliderna sönderfaller innebär att deras koncentration i luften minskar med tiden. Halveringstiden, $T_{1/2}$, för en nuklid (tiden för ett antal radioaktiva atomer att sönderfalla till hälften) påverkar skyddskoefficienten för en byggnad efter ett utsläpp då antalet atomer av en viss nuklid hela tiden kommer att minska. För att beskriva hur antalet atomer sönderfaller med tiden används sönderfalls-konstanten, λ_{SF} . Sönderfalls-konstanten definieras som andelen atomer som sönderfaller per tidsenhet, Ekvation 10, och är olika för olika nuklider.

$$\lambda_{SF} = -\frac{dN}{dt} / N = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad (10)$$

Aktiviteten hos ett radioaktivt ämne är antalet sönderfallande atomer per tidsenhet. Aktiviteten mäts i enheten becquerel [Bq] där en Bq motsvarar ett sönderfall per sekund. Se Ekvation 11.

$$A = \lambda_{SF} N \text{ [Bq]} \quad (11)$$

Modelleringen i detta arbete använder ansatsen om enkelt utrymme med enkel komponent. Inläckning av såväl gas som radioaktiv aerosol har studerats. Balansekvationen kommer att utgå från Ekvation 5 med tillägg att hänsyn tas till sönderfall hos de radioaktiva nukliderna, se Ekvation 12. Sönderfallskonstanten, λ_{SF} , multipliceras med antalet atomer av den undersökta nukliden inomhus vid given tidpunkt. För stabila ämnen gäller Ekvation 5. Källtermen S [m^3/min] för emission av förorening inomhus, inklusive resuspensionen, antas vara noll.

$$\frac{dN_{inomhus}}{dt} = \lambda(PN_{utomhus} - N_{inomhus}) - \lambda_d N_{inomhus} + S - \lambda_{SF} N_{inomhus} \quad (12)$$

Eftersom koncentrationen utomhus antas vara $1 \text{ Bq}/\text{m}^3$ behöver detta göras om till enheten antal/ m^3 innan beräkningarna kan göras. Detta görs i programmet genom att dividera koncentrationen utomhus med sönderfallskonstanten. Beräkningarna anpassas härmed för respektive modellerad nuklid. Efter att beräkningarna utförts multipliceras svaret åter med sönderfallskonstanten och ges då i enheten Bq/m^3 .

Ventilationshastigheten har ett, av användaren, förutbestämt värde. Penetrationsfaktorn sätts till ett för gaser och beräknas utifrån olika filtertyper för partiklar. Antaganden för depositionshastighet för jod i gasform (I-131 och I-133) grundar sig på uppgifter från SSM (Finck, 2011). Ädelgaser har depositionshastighet noll och partiklarnas depositionshastighet beräknas ur modell av Tareq Hussein (Hussein, 2012, muntlig referens).

För att undersöka hur stor påverkan halveringstiden har på skyddskoefficienten har modellen körts för olika nuklider med olika halveringstider, se Tabell 3. Kr-89 representerar en nuklid som har en mycket kort halveringstid (3,19 minuter) och Cs-134 har en lång halveringstid (2,06 år). Kr-78 samt Cs-133 representerar stabila nuklider som inte sönderfaller. Övriga parametrar hölls konstanta och körningen gjordes för två olika utsläppsscenarier.

Tabell 3 Olika scenarier av halveringstider

Namn	Aggregationsform	Halveringstid
Kr-89	(Ädel-)gas	3,19 minuter
Kr-78 ²	(Ädel-)gas	Stabil
I-133	Gas samt partikel	20,8 timmar
I-131	Gas samt partikel	8,02 dagar
Cs-134	Partikel (aerosol)	2,06 år
Cs-133 ³	Partikel (aerosol)	Stabil

² Har tagits med då de representerar nuklider vars egenskaper utgör ytterligheter i modellen. Huruvida dessa förekommer i ett utsläpp med radioaktiva ämnen har inte beaktats.

³ Se fotnot 2

I en förorenad plym kommer det att finnas såväl partiklar som gaser och dessa kommer att infiltrera byggnader på olika sätt. Partiklarna kommer att skilja sig från varandra bland annat genom olika partikeldiametrar och från existerande litteratur ses att de olika processerna styrs av bland annat partikeldiametern. För undersökning av hur stor påverkan partikeldiametern har på skyddskoefficienten har modellen körts för sju olika partikeldiametrar samt två olika typer av gaser. Diametrarna har valts i intervallet 10 nm till 5 µm och faller alltså in under grova, fina samt ultrafina partiklar, se Tabell 4. Gaser har delats upp i två fall. Med depositionshastighet 0,0001 m/s samt utan depositionshastighet. Övriga parametrar hölls konstanta och körningen gjordes för olika utsläppsscenarier.

Tabell 4 Val av partikelstorlekar vid simulering

Partikelstorlek
10 nm
50 nm
100 nm
250 nm
500 nm
1 µm
5 µm

Geometrin hos byggnaden valdes för att representera ett vanligt bostadshus, se Tabell 5. Friktionshastigheten, vilken behövs för beräkning av depositionshastigheten skiljer sig åt för fallet med naturlig respektive mekanisk ventilering, se Tabell 6. Denna hastighet beskriver hur ytans skrovlighet påverkar deponeringen hos partiklar och gaser. För beräkningarna har mekaniskt ventilerade byggnader antagits och ett medelvärde för U på 0,15 [m/s] har använts. För beräkning av depositionshastigheten behövs även antagande om partikeldensiteten, detta antagande har för samtliga modelleringar satts till 1600 kg/m³ (Hussein, 2012, muntlig referens).

Tabell 5 Byggnadstyper utifrån geometriska förhållanden Typ 1 motsvarar ett utrymme i ett hus. (Värdena kommer från Tareq Hussein)

Byggnadstyp	1
Volym [m ³]	258
Inomhus area [m ²]	uppåt 86
	nedåt 86
	vertikalt 271

Tabell 6 Värden på friktionshastigheten, U, för olika typer av ventilationssystem (Värden kommer från Tareq Hussein)

U	Naturligt ventilerat	Mekaniskt ventilerat
Minsta friktionshastighet [m/s]	0,01	0,10
Maximal friktionshastighet [m/s]	0,12	0,20
Medelvärde [m/s]	0,06	0,15

Efter modellering används värden utgivna av ICRP för att beräkna hur stor den effektiva dosen blir ifrån aerosoler med partikeldiameter på 1 µm av I-131. Resultatet motsvaras av indelningen ifrån ICRP för sex olika åldersklasser, se Tabell 7, samt två olika

aktivitetsnivåer (lättare arbete och sovande). De äldre åldersgrupperna syftar till män som referensgrupp. För ålder 10 år eller äldre finns olika data för män respektive kvinnor att tillgå. Skillnaden mellan inhalationsdos för män respektive kvinnor vid samma ålder beror på skillnader i intag (kvinnor andas mindre än män) samt skillnad i kroppsstorlek. Dessa skillnader är däremot relativt lika i storleksordning och inhalationsdosen kommer därför inte att skilja sig särskilt mycket (Internationella strålskyddskommissionen, 1997). Koefficienterna som används vid beräkningarna skiljer sig åt beroende på antagande om hur snabbt ämnet absorberas av kroppen. Ämnet kan antingen absorberas snabbt, måttligt eller långsamt. Beräkningarna i detta arbete antar en snabb absorption (typ F), detta för att visa ett värsta tänkbart fall. Mängden inandning för de olika aktivitetsnivåerna anges i Tabell 8.

Tabell 7 Ålderklassindelning enligt ICRPs modell

Namn på åldersklass	Ålder
3 månader	0 till 12 månader
1 år	1 till 2 år
5 år	2 till 7 år
10 år (man)	7 till 12 år
15 år (man)	12 till 17 år
Vuxen (man)	Äldre än 17 år

Tabell 8 Inandning för olika åldersklasser vid aktivitetsnivåerna: lättare arbete och sovande (Internationella strålskyddskommissionen, 1997) samt doskoefficient, för absorptionstyp F

Aktivitetsnivå	3 månader	1 år	5 år	10 år (man)	15 år (man)	Vuxen (man)
Lättare arbete [m ³ /h]	0,19	0,35	0,57	1,12	1,38	1,5
Sovande [m ³ /h]	0,09	0,15	0,24	0,31	0,42	0,45
Doskoefficient, I-131, 1 µm [Sv/Bq]	7,20E-08	7,20E-08	3,70E-08	1,90E-08	1,10E-08	7,40E-09

För beräkning av inhalationsdos för de olika åldersgrupperna används doskoefficienter från ICRP för varje studerad nuklid, se Tabell 8. Värdena gäller för absorptionstyp F. Inhalationsdosen fås genom att multiplicera den totala mängden av nukliden i inomhusluften [Bq/m³] med mängden inandad luft för varje åldersklass [m³/h] under total simulerad tid [h] med effektiv doskoefficient [Sv/Bq]. Inhalationsdosen fås i enheten Sievert [Sv] och anges vanligen i millisievert [mSv].

4.3. Avgränsningar vid modellering

För att i huvudsak beskriva hur en förorening tar sig in i en byggnad användes ansats med "single-compartment" – "single-component". Luftutbyte mellan olika rum samt skillnaden i ventilationshastighet för olika avdelningar av ett utrymme togs därför inte hänsyn till. Koncentrationen utanför byggnaden antogs vara konstant och det studerade ämnet antogs vara helt borta luften utanför byggnaden efter en respektive 12 timmar. Även fallet med konstant koncentration under oändligt lång tid studerades. I det verkliga fallet kan koncentrationen av en förorening efter ett utsläpp variera kraftigt beroende på utsläppet och hur plymen tar sig fram i atmosfären. Koncentrationen antogs vara konstant under simulerad tid med värdet 1 Bq/m³.

Penetrationsfaktorn för sprickor och otätheter är som tidigare nämnts mycket svår att beräkna. Modellen tog av denna anledning endast hänsyn till penetrationsfaktorn över filtret. Penetrationsfaktorn i de fall gas har modellerats har antogs vara ett.

Ytans skrovlighet påverkar depositionen. Depositionen blir högre för en yta med hög skrovlighet. Friktionshastigheten, U , antogs vara 0,15 m/s för beräkning av depositionshastighet. Detta antagande gjordes efter diskussion med Tareq Hussein och motsvarar ett medelvärde för typiska minsta och maximala värden på friktionshastigheten i byggnader med mekanisk ventilation. Depositionen kommer att variera för olika typer av ytor och förenklingen gör att resultatet för depositionen endast gäller för generella fall. Byggnaden antogs vara omöblerad vid modelleringarna. Möbler ger större ytor för partiklarna att deponera på. Koncentrationen i luften blir därmed längre men resuspensionen kommer att öka.

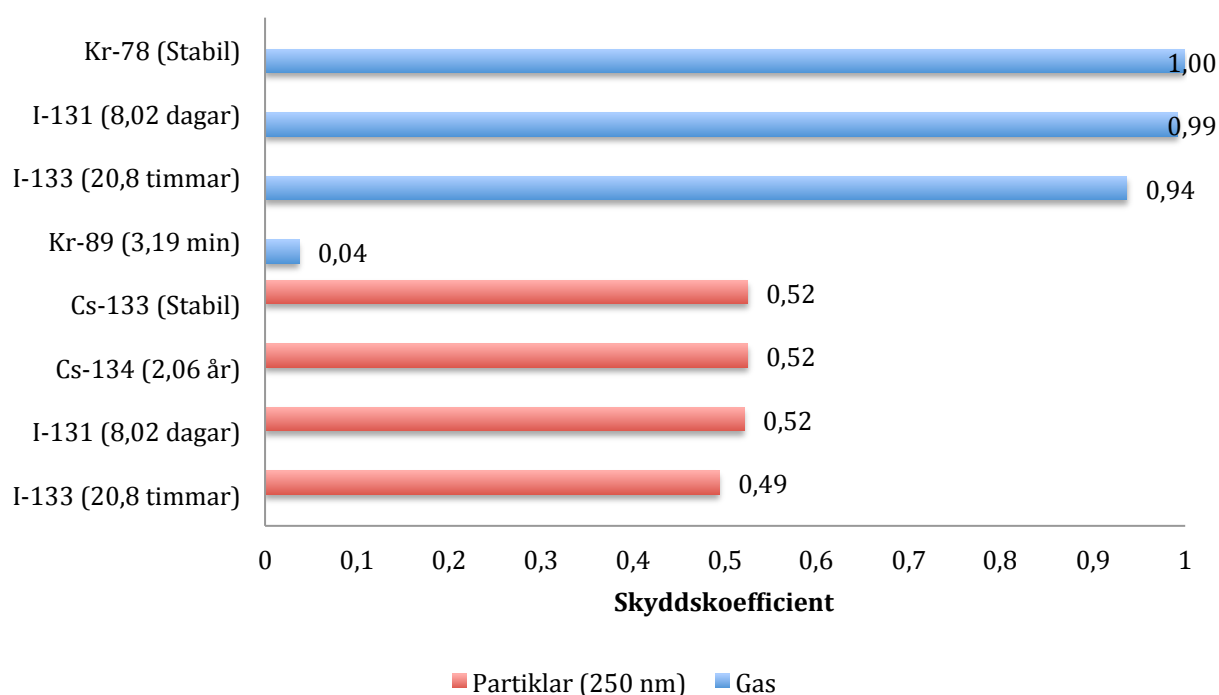
5. Resultat

Resultaten i detta avsnitt är uppdelade efter undersökt parameter. I samtliga fall har parametern av intresse, i den mån det varit möjligt, tillåtits variera för att kunna undersöka dess påverkan på skyddskoefficienten. Övriga parametrar har varit konstanta. Om inget annat anges har ventilationshastigheten antagits till 0,5 [1/h] och körningarna gjorts med filter enligt standard EU 7 samt EU 3. Husets geometri var enligt byggnadstyp 1. Det är skyddskoefficienten mot inhalation, S_{inh} , som menas i nedanstående resultat och diskussion.

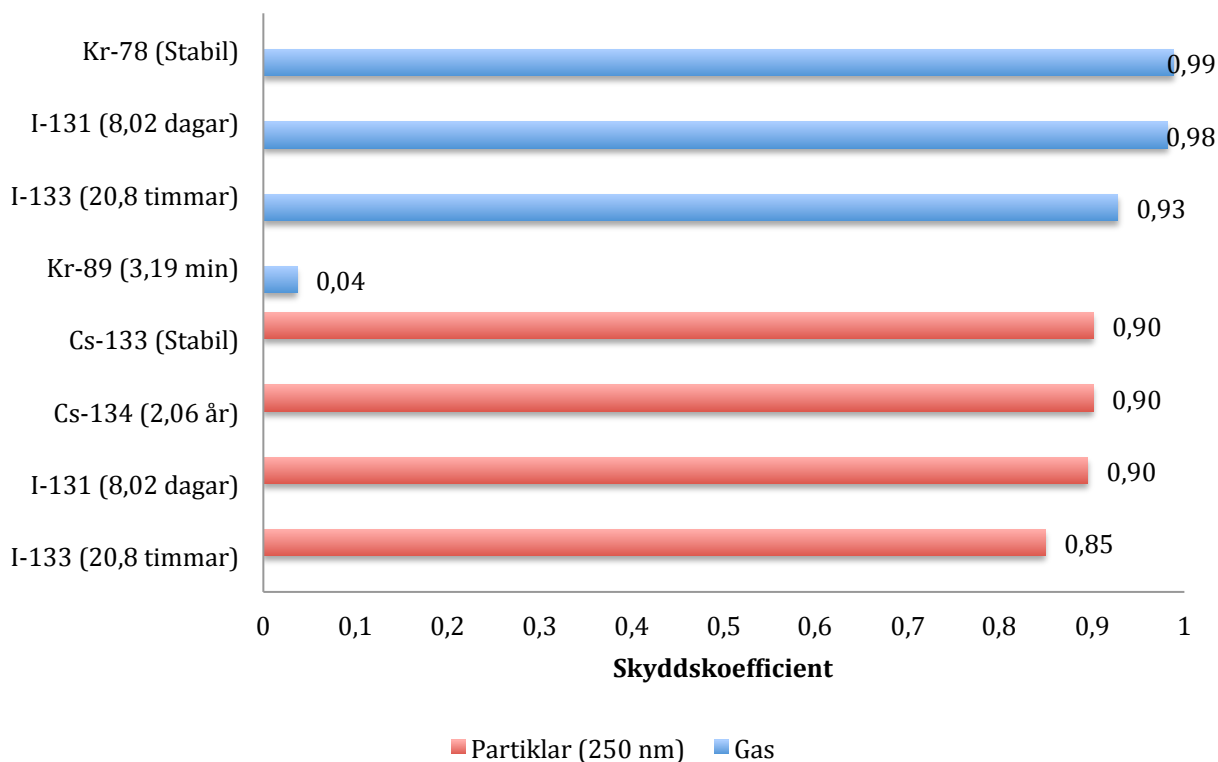
5.1. Halveringstidens påverkan på skyddskoefficienten

För att undersöka hur skyddskoefficienten påverkas utifrån hur snabbt en radionuklid sönderfaller kördes modellen för olika ämnen med olika halveringstider.

Koncentrationen utanför byggnaden antogs till 1 Bq/m³ i 12 timmar och modellen kördes tills koncentrationen i luften inomhus åter var noll (24 timmar). Resultatet ses i Figur 21 samt Figur 22 med tabellerade värden i Appendix 2. Kod samt kurvor ses i Appendix 1.



Figur 21 Skyddskoefficient för nuklider med olika sönderfallshastigheter. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Byggnadstyp: 1. Filter: EU 7. Utsläpp: 12 timmar. Siffrorna anger varje nuklids skyddskoefficient.



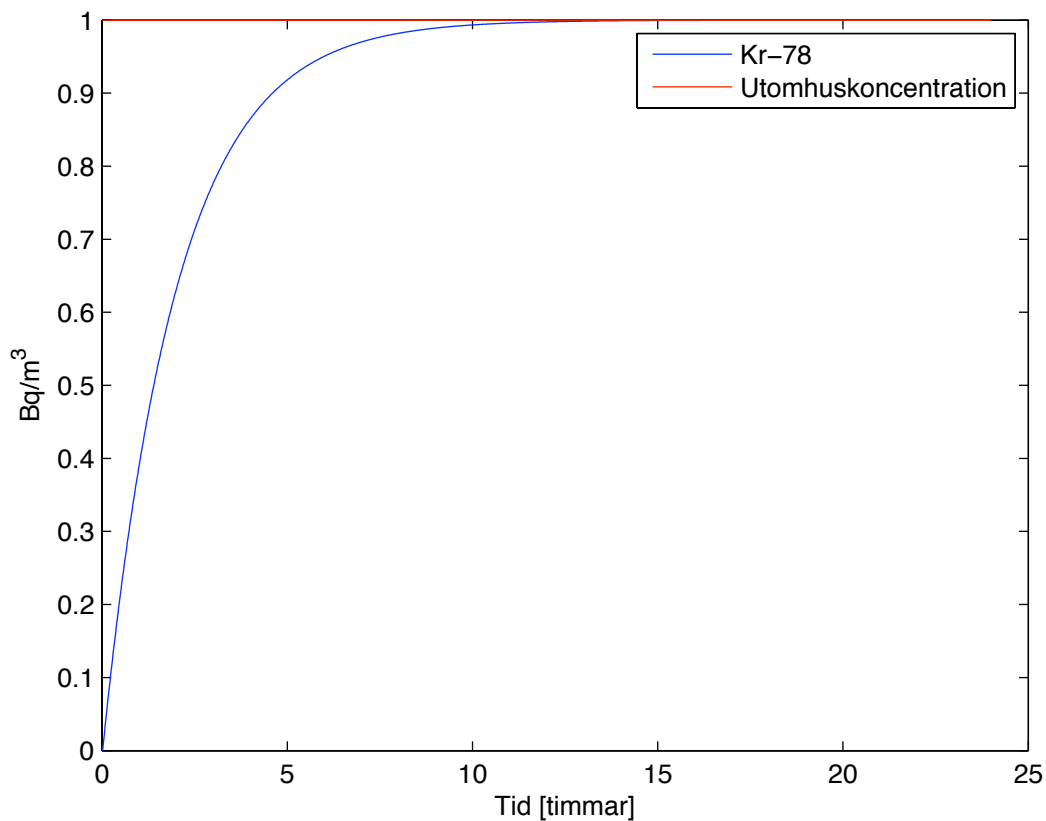
Figur 22 Skyddskoefficient för nuklider med olika sönderfallshastigheter. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Byggnadstyp: 1. Filter: EU 3. Utsläpp: 12 timmar. Siffrorna anger varje nuklids skyddskoefficient.

Skyddskoefficienten fås genom att dividera total koncentration i luften inuti byggnaden med total koncentration i luften utanför byggnaden. Simuleringen för halveringstidens påverkan på skyddskoefficienten kördes med en ventilationshastighet på 0,5 [1/h], vilket motsvarar Socialstyrelsens allmänna råd. Första körningen gjordes med ett bra partikelfilter (EU 7) vilket ger skyddskoefficienter på omkring 0,5 för partiklarna. Körningen med det sämre filtret (EU 3) visar på högre skyddskoefficienter. Anledningen att höga skyddskoefficienter fås för de två körningarna hos partiklarna är att det är partiklar med 250 nm i diameter. Figur i Appendix 1 visar att denna partikeldiameter har lättast att ta sig in genom filtren. Samtliga gaser har antagits ha noll depositionshastighet, detta för att kunna se halveringstidens påverkan.

Figur 21 och Figur 22 visar att halveringstiden har en viss påverkan på skyddskoefficienten, om än mycket liten, såvida halveringstiden inte är mycket kort. Eftersom körningen endast är på 24 timmar och koncentrationen återgår till att vara noll efter 12 timmar kommer halveringstider på dagar och år inte att påverka här. Halveringstid på timmar (här Cs-134 med halveringstid på 20,8 timmar) ger en något lägre skyddskoefficient och halveringstid på minuter (här Kr-89 med halveringstid på 3,19 minuter) ger en betydligt lägre skyddskoefficient. Detta beror på att tillräckligt stor del av den simulerade mängden ämne hinner sönderfalla under den simulerade tiden och därmed ge en skillnad på skyddskoefficienten. Ovanstående argument gäller skyddskoefficienten för inhalationsdos och inte strålningen som kommer via extern- och deponerad strålning. Här blir den långa halveringstiden ett större problem eftersom partiklarna som finns kvar ligger och strålar under en lång tid efter plymen dragit fram. Halveringstiden innebär ett sönderfall hos partiklarna. Nya ämnen kommer därmed att bildas och en del av dessa kommer orsaka ytterligare problem eftersom de kan avge

joniserande strålning och ge ett ytterligare bidrag till inhalationsdosen. Exempelvis sönderfaller I-131 till Xenon. Bidraget ingår dock inte i denna studie.

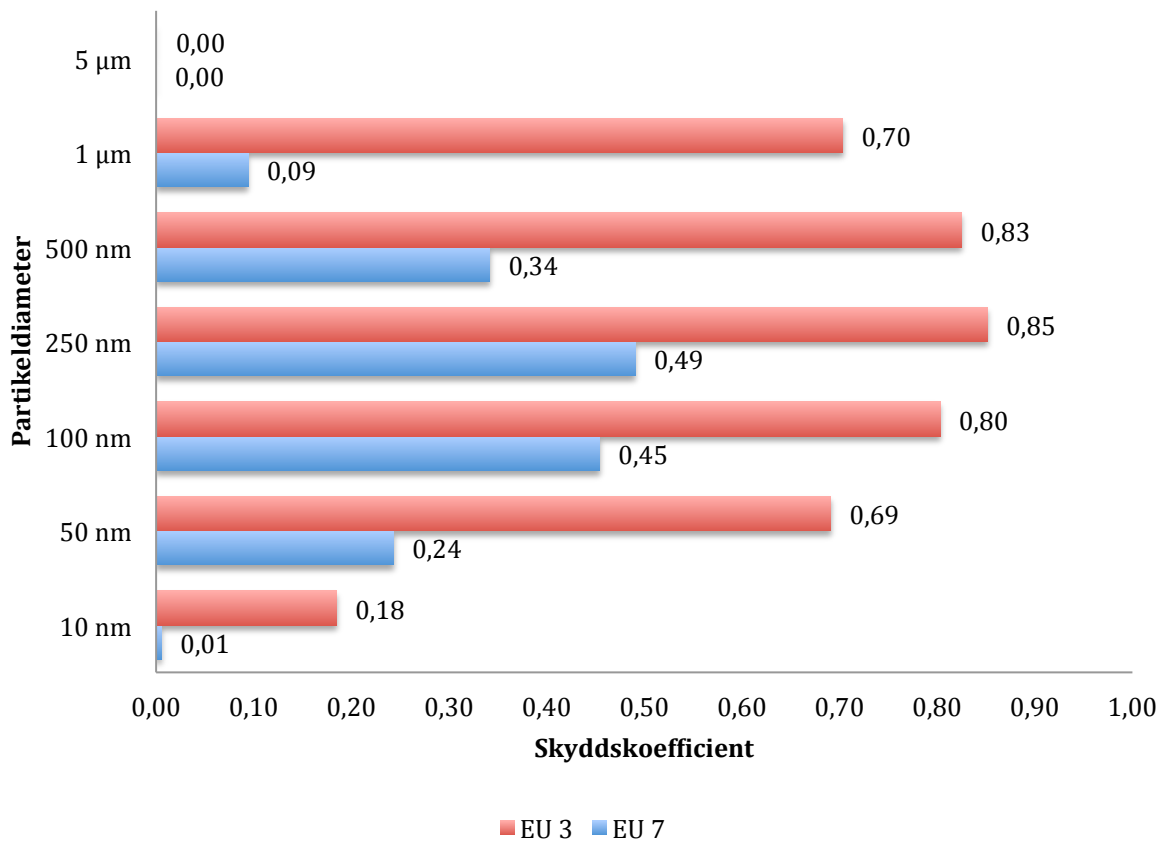
Om ett radioaktivt moln innehållandes en ädelgas passerar en byggnad antas penetrationsfaktorn här vara lika med ett och deponeringen antas vara noll. Om ädelgasen är stabil (här Kr-78) kommer inte heller något sönderfall att ske. Inomhus/utomhus koncentrationskvoten (I/U-kvot) kommer att bli ett eftersom ädelgasen inte kommer att påverkas av de ingående processerna, se Appendix 4. Långsam inläckning kommer att medföra att koncentrationen inomhus byggs upp långsamt. Figur 23 visar hur koncentrationen inomhus byggs upp med scenario oändligt utsläpp och en ventilationshastighet på 0,5 [1/min].



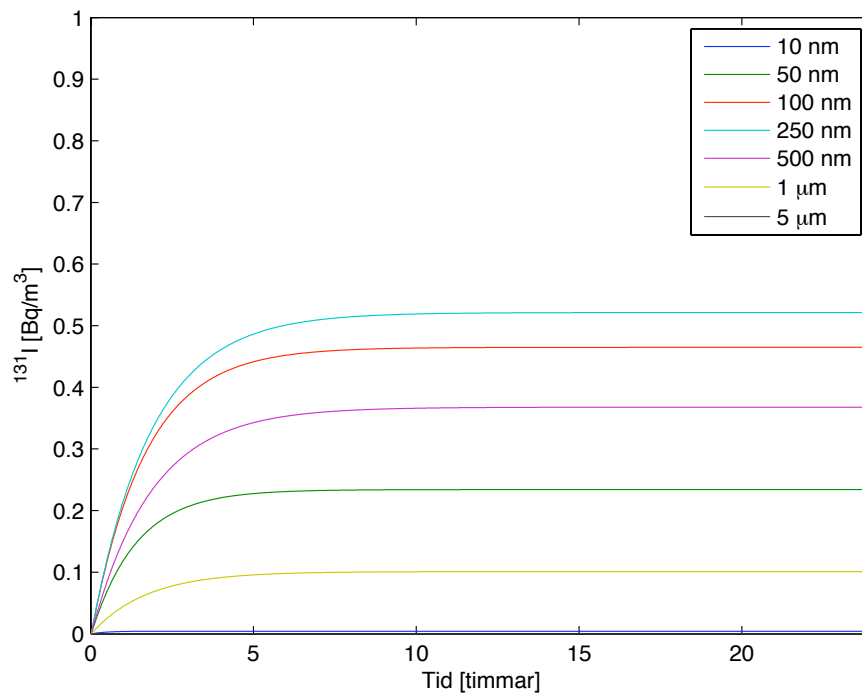
Figur 23 Skyddskoefficienten blir ett för en stabil ädelgas med $P=1$.

5.2. Partikeldiameters påverkan på skyddskoefficienten

Vid modellering för undersökning av partikeldiameters påverkan hölls övriga parametrar konstanta. Körningen gjordes för I-131. Koncentrationen utanför byggnaden antogs till 1 Bq/m³ i scenario oändligt utsläpp. Körningen varade i 24 timmar. Resultatet ses i Figur 24 med tabellerade värden i Appendix 6 och kod i Appendix 5. Figur 25 visar hur koncentrationen inomhus byggs upp för olika storlekar på partiklarna för I-131.



Figur 24 Partikelstorleken påverkan på skyddskoefficienten. Nuklid: I-131. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Byggnadstyp: 1. Siffrorna anger varje nuklids skyddskoefficient.

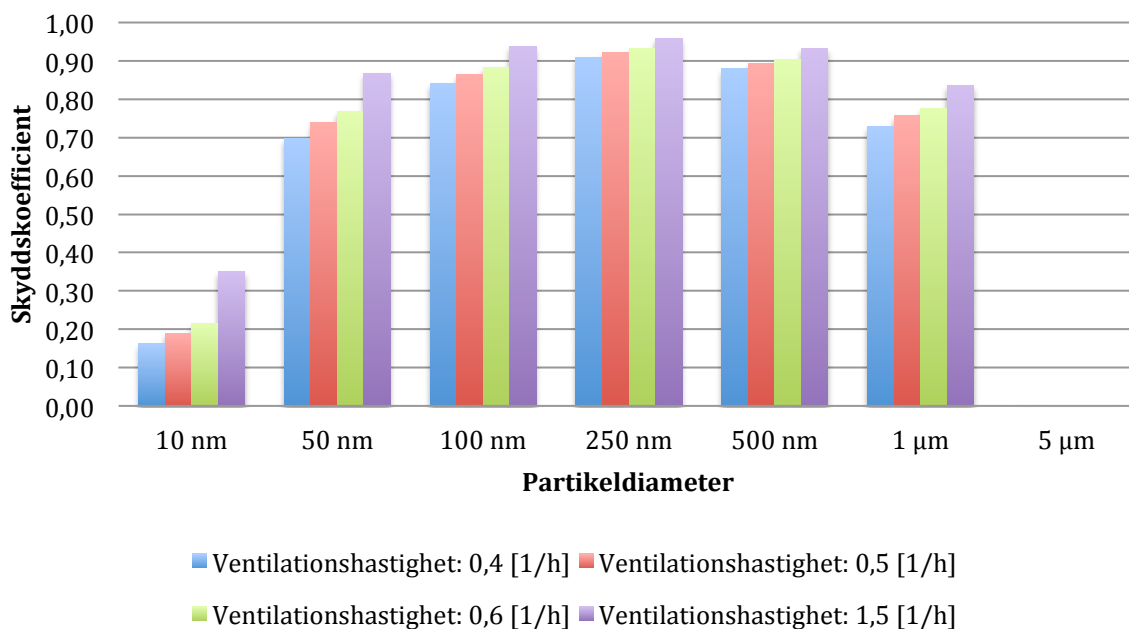


Figur 25 Uppbyggnad av koncentration för I-131 inomhus med olika partikeldiametrar. Utsläpp: 1 Bq/m³. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Filterklass: EU 7.

Simuleringen för partikelstorleken påverkan på skyddskoefficienten kördes med en ventilationshastighet på 0,5 [1/h], vilket motsvarar Socialstyrelsens allmänna råd, och med ett bra filter samt ett dåligt filter. Med det bra filtret, EU 7, fås skyddskoefficienter mellan 0-0,5 för de olika diametrarna. Med det dåliga filtret, EU 3, får höga skyddskoefficienter, över 0,5 för flera av storlekarna. Bägge körningarna visar stora skillnader för de olika storlekarna på partiklar, vilket förklaras ifrån litteraturen med storleksberoende hos penetration- samt depositionsprocesserna. Små partiklar deponeras tack vare diffusion och de stora partiklarna deponeras med impaktion. Partikeldiameter på 250 nm ger de högsta skyddskoefficienterna och detta beror på att deponeringsprocesserna har minst påverkan på denna storlek.

5.3. Ventilationshastighetens påverkan på skyddskoefficienten

För att undersöka ventilationshastighetens påverkan på skyddskoefficienten valdes fyra olika ventilationshastigheter ut: 0,4, 0,5 och 0,6 [1/h], se 3.6.1. Dessa sattes mot maximalt antaget värde på 1,5 [1/h] (Hussein, 2012). Övriga parametrar hölls konstanta med filter av typ EU 7 och utsläpps scenario 12 timmar. Beräkningarna gjordes för partiklar med olika diametrar för nuklid I-131 med halveringstid på 8,02 dagar. Kod för beräkningarna ses i Appendix 5 och resultatet för skyddskoefficientens variation ses i Figur 26. Tabellerade värden återfinns i Appendix 7.

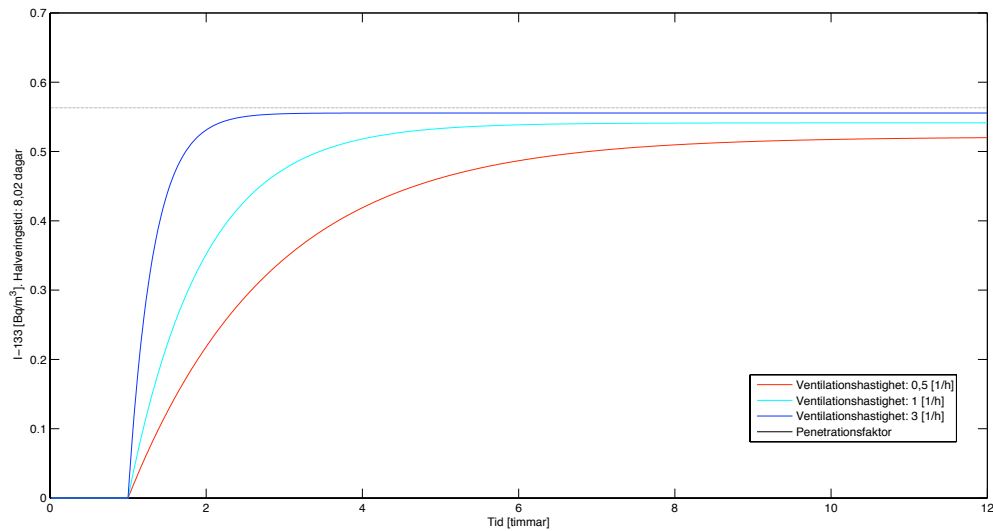


Figur 26 Ventilationshastighetens påverkan på skyddskoefficienten. Utsläpp: 12 timmar. Filter: EU 7.

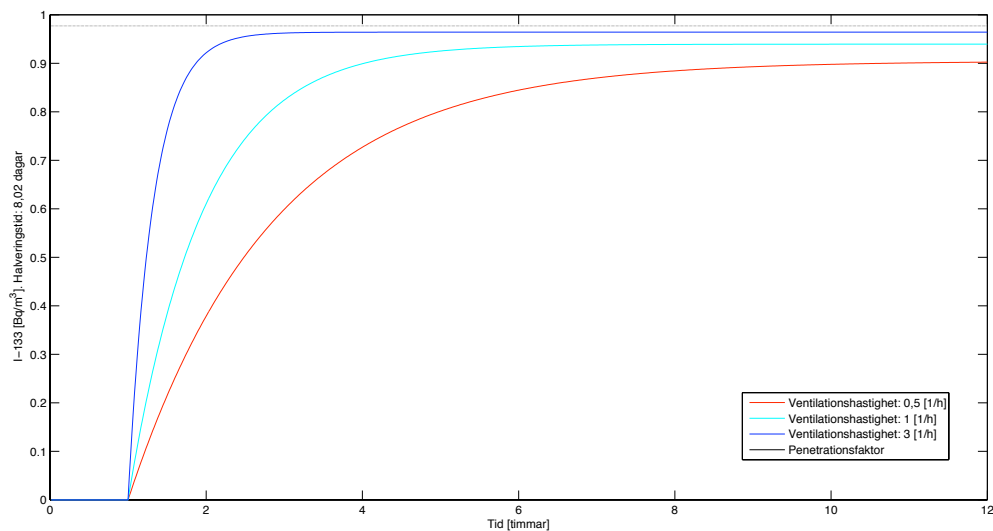
Som Figur 26 visar så påverkar ventilationshastigheten skyddskoefficienten. För 250 nm i diameter är skillnaden som minst, denna storlek har lättast att ta sig in i en byggnad och påverkas inte lika mycket av ventilationshastigheten. Den största skillnaden blir för de minsta respektive största av de undersökta partikelstorlekarna. Även om ventilationshastigheten ökas med det tredubbla (från 0,5 till 1,5 [1/h]) ger detta däremot inte en markant skillnad på skyddskoefficienten.

Om ventilationshastigheten kan antas vara mycket större än depositionsastigheten kommer I/U-kvoten att gå mot penetrationsfaktorn. Detta förklaras utifrån Ekvation 7. Om $\lambda \gg \lambda_d$ så kan λ förkortas bort och kvar blir P. Figur 27 och Figur 28 visar detta för

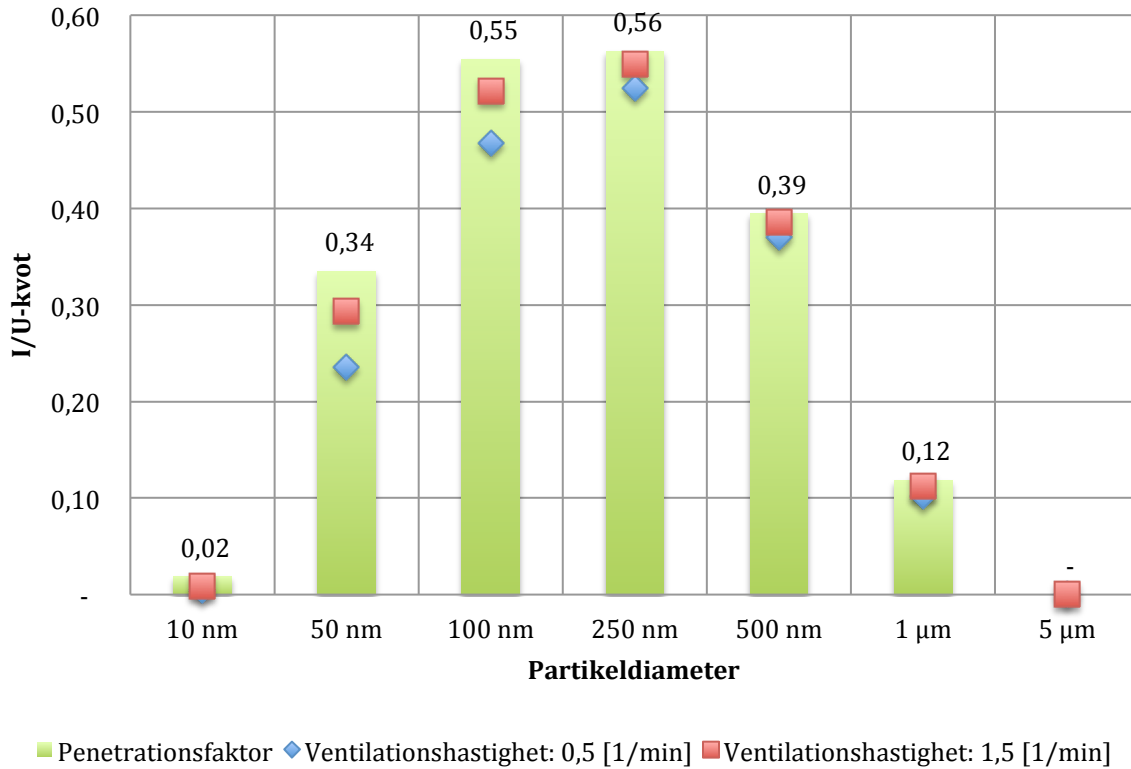
filterklass EU 7 respektive EU 3. Koncentrationen utomhus är noll fram till tiden en timma, efter detta är den konstant 1 Bq/m^3 . De båda figurerna visar koncentrationen inomhus för aerosoler med partikeldiameter 250 nm. I fallet med det sämre filtret kan noteras att koncentrationen inne blir mycket nära koncentrationen utomhus. Koncentrationen inomhus påverkas av sönderfallet hos nukliden varför värdet på penetrationsfaktorn inte nås helt. Figur 29 visar fallet för samtliga undersökta partikeldiametrar. Jämviktsvärdet visas i de röda och blå markeringarna med ventilationshastighet 0,5 respektive 1,5 [1/h].



Figur 27 I/U-kvoten går mot penetrationsfaktorn vid höga ventilationshastigheter. Filter: EU 7. Partikeldiameter: 250 nm. Koncentrationen utomhus är 1 Bq/m^3 efter en timme.



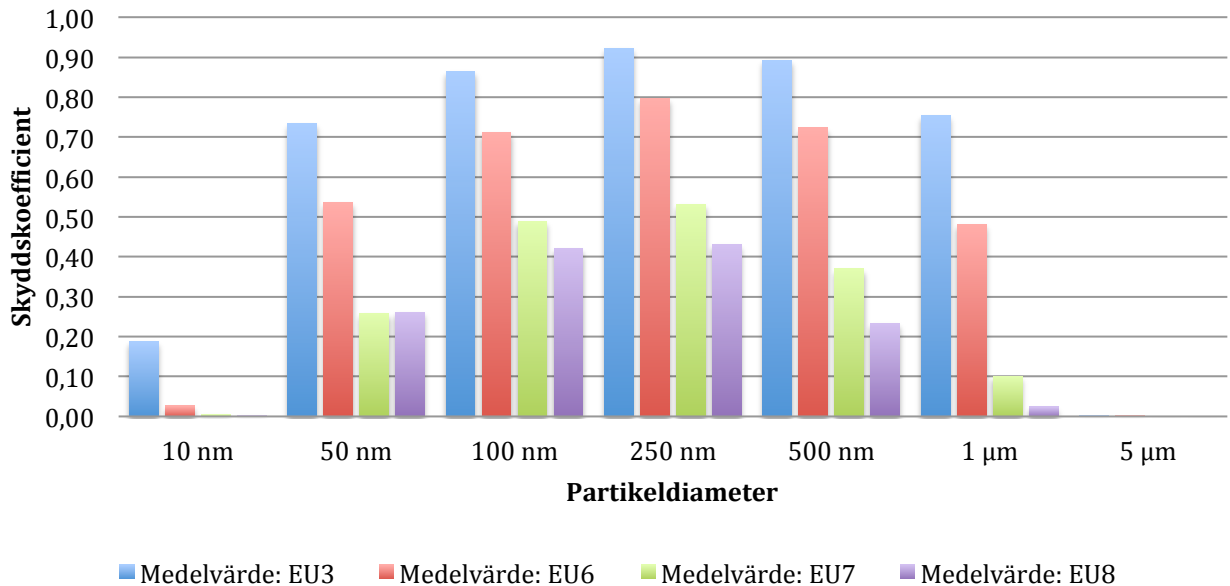
Figur 28 I/U-kvoten går mot penetrationsfaktorn vid höga ventilationshastigheter. Filter: EU 3. Partikeldiameter: 250 nm. Koncentrationen utomhus är 1 Bq/m^3 efter en timme.



Figur 29 Jämviktsvärdet närmar sig penetrationsfaktorn då ventilationshastigheten ökar. De gröna staplarna med siffror motsvarar penetrationsfaktorn för varje undersökt partikeldiameter. Filterklass: EU 7.

5.4. Filteffektivitetens påverkan på skyddskoefficienten

Eftersom den totala penetrationsfaktorn är svår att avgöra för en byggnad då penetrationen uppkommer i sprickor och otätheter som inte bör vara där har beräkningarna för denna faktor förenklats i modelleringen till arbetet. Penetrationsfaktorn bestäms av filtrets effektivitet. Fyra olika typer av filter har simulerats för samtliga undersökta partikeldiametrar för nuklid I-131 med halveringstid på 8,02 dagar och resultatet ses i Figur 30. Övriga parametrar hölls konstanta med ventilationshastighet motsvarande medelvärdet för hastighet 0,4, 0,5 och 0,6, och utsläppsscenario 12 timmar. Kod för beräkningarna ses i Appendix 5 och tabellerade värden återfinns i Appendix 7.

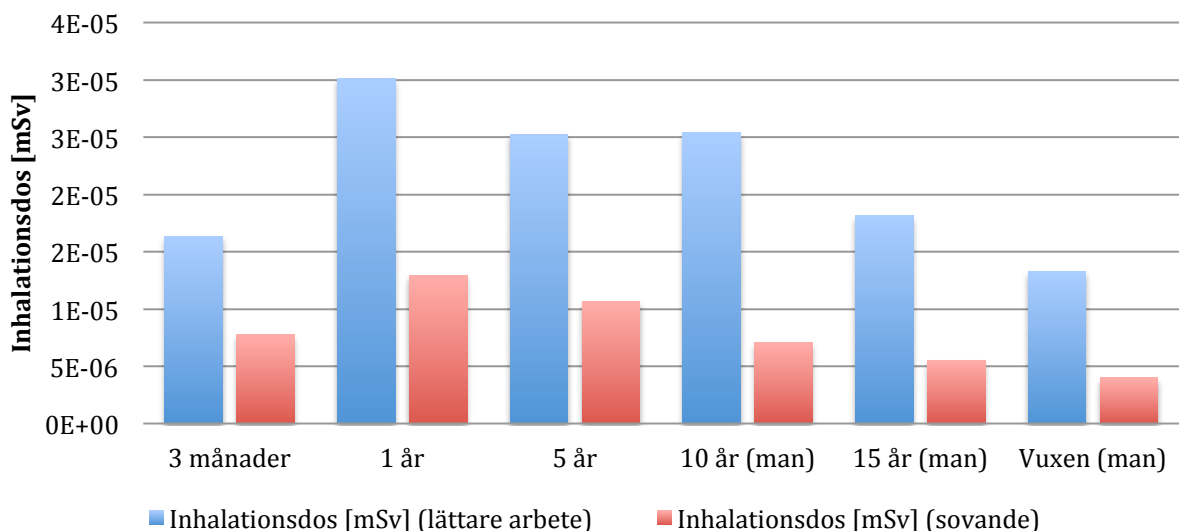


Figur 30 Filteffektivitetens påverkan på skydds-koefficienten. Utsläpp: 12 timmar.

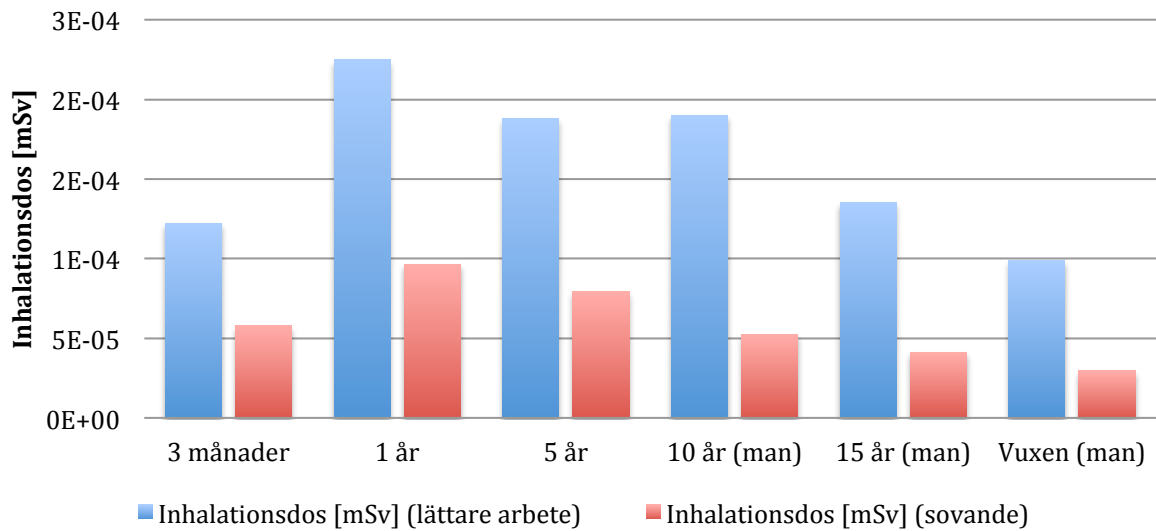
Som ses i Figur 30 har filtrets effektivitet stor påverkan på skydds-koefficienten. Stora (1 µm) samt små (10 nm) stoppas nästan helt av vissa filter men med låg filter effektivitet släpps nästan 70 % (1 µm) in. Även ett riktigt bra filter har däremot fortfarande svårt att hålla alla partiklar borta från inomhusluften. Partiklar i mellanintervallet (exempelvis 250 nm) har fortfarande stor möjlighet att ta sig in genom effektiva filter.

5.5. Inhalationsdos

Inhalationsdosen beräknas enligt tidigare angivelser. Beräkningar har utförts för I-131 med partikeldiameter 1 µm med utsläpp enligt en timmes scenario, byggnadstyp 1, ventilationshastighet 0,5 [1/h] och körningen gjordes i 12 timmar. Resultatet ses i Figur 31 för filterklass EU 7 samt i Figur 32 för filterklass EU 3. Kod, tabellerade värden och körning ses i Appendix 9.



Figur 31 Inhalationsdos med filterklass EU 7 för människor av olika ålder. Koncentrationen utomhus har antagits till 1 Bq/m³.



Figur 32 Inhalationsdos med filterklass EU 3 för människor av olika ålder. Koncentrationen utomhus har antagits till 1 Bq/m³.

Resultatet visar på samma fördelning oavsett filterklass med tio gånger högre värden för den sämre filterklassen. Dosen ökar med lägre ålder och ökad arbetsbelastning. För spädbarn är inhalationsdosen lägre än för äldre barn.

6. Diskussion

Modellering av radionuklidens väg in till en byggnad kan ske utifrån olika ansatser och antaganden om ingående parametrar och processer. I denna studie valdes ansats om enkelt utrymme med enkel komponent. Detta innebär att luftutbyten mellan olika utrymmen inuti en bostad eller sönderfall till nya dotternuklider inte ingår i beräkningarna. Ansats om enkelt utrymme är, till skillnad från multipla utrymmen, ett förenklat beräkningssätt som enbart tar hänsyn till hur en förorening tar sin in till och ut ur en byggnad och inte hur fördelningen och spridningen inomhus ser ut. Syftet till denna studie var att generellt beskriva inläckningen till en byggnad för att ge en uppfattning om hur skyddet mot inhalation ser ut för olika typer av förutsättningar hos en byggnad. För detta syfte är ansats om enkelt utrymme fullt tillräckligt.

Ett utsläpp efter en olycka i ett kärnkraftverk kommer att skilja sig åt vad gäller storlek och innehåll. Modelleringens ansats om enkel komponent följer inläckningen av en viss nuklid utan att studera dess eventuella sönderfall till nya dotternuklider. De ingående partiklarnas storlek har antagits variera inom intervallet 10 nm – 5 µm. Utifrån Figur 1 kan ses att dessa storlekar utgör huvuddelen av ytan och volymen av partiklar hos typiska partikelstorleksfördelningar i landsbygd- samt stadsmiljö. Ett stort antal hos partiklarna utgörs av partiklar med mindre partikeldiameter än 10 nm. De minsta partiklarna fastnar redan i näsan och svalg och effekt ifrån inhalation av dessa kan därför bli liten, detta bör dock studeras vidare. För byggnader som befinner sig mycket nära olycksplatsen kommer partikelstorleksfördelningen inte att följa den typiska fördelningen eftersom transportsträckan blir kort och partiklarna inte kommer hinna påverkas av deponeringsprocesserna i lika hög grad som de gör vid långa transportsträckor.

Noggrannheten hos modellen begränsas efter de antaganden som gjorts. Utöver de två ovanstående förenklingar vad gäller utsläppet innehåll samt byggnadens geometriska förhållanden görs ytterligare förenklingar. Dessa förenklingar gäller penetrationsfaktorn, som endast beräknas efter filtereffektiviteten, depositions hastigheten, utrymmet antas vara omöblerat samt att inomhuskällor antas vara noll. Eftersom inga mätningar har utförts i arbetet har resultaten inte validerats. Utifrån litteraturen kan däremot flera av resultaten bedömas som rimliga.

Enligt tidigare resonemang har partikelstorleken stor betydelse för skyddskoefficienter i bostäder samt hälsoeffekter. Partiklar av den så kallade mellanfraktionen, 0,2-1 µm, har längre uppehållstid eftersom de inte påverkas av deponeringsmekanismerna i lika stor grad som partiklar av de andra fraktionerna. Detta gör att de efter ett utsläpp har lätt att följa atmosfärens transportsystem och därmed ta sig fram till byggnaden. Mellanfraktionen kan med fördel även ta sig in till byggnaden eftersom deponeringen inte heller här har stor påverkan på dessa partikelstorlekar.

En ytterligare faktor vid avgörandet om hur stort skydd byggnaden ger mot inhalation är den långsamma in- respektive utläckningen. En långsam ventilationshastighet bidrar till att det tar lång tid för koncentrationen att öka och om utsläppet är kortvarigt hinner plymen utanför byggnaden dra förbi innan koncentrationen inomhus nått höga värden. Däremot kommer den långsamma utläckningen att hålla kvar föroreningen inomhus, även om koncentrationen utanför byggnaden återgått till noll. Ventilationshastighetens påverkan på skyddskoefficienten visade sig däremot ha en betydande påverkan. Allra

minsta påverkan hade den på mellan fraktionen. Detta beror på att dessa storlekar inte påverkas i särskilt hög av depositionen och därför spelar det mindre roll hur lång tid det tar för föroreningen att ta sig in till byggnaden.

Penetrationsfaktorn har stor påverkan på skyddskoefficienten. Denna faktor visar hur stor del av föroreningen som tar sig in till byggnaden och ett effektivt filter eller en väl isolerad byggnad kan hålla en stor del av föroreningen utanför byggnaden och därmed kan byggnaden bistå med ett bra skydd.

Tidigare studier har visat att en ökad ventilationshastighet, där ventilationshastigheten kan antas vara betydligt högre än depositionshastigheten, ger en jämviktskoncentration inomhus som går mot penetrationsfaktorn, se Figur 8. Resultatet i denna studie visas i Figur 27 och Figur 28. Koncentrationen inomhus närmade sig penetrationsfaktorn då ventilationshastigheten ökade, däremot nåddes aldrig penetrationsfaktorn helt. Anledningen till detta, i skillnad från tidigare studier är att det är radioaktiva ämnen som undersöks här, vilket innebär att ämnet hela tiden sönderfaller och koncentrationen i inomhusluften minskar.

Mekaniska ventilationssystem kan vara svåra att stänga av i händelse av ett radioaktivt utsläpp. För småhus är det fastighetsägaren som ansvarar för detta medan det i flerfamiljshus ofta krävs att fastighetsförvaltaren stänger av ventilationen. Om den ansvarige saknar tillräcklig kunskap eller inte befinner sig på plats kan detta orsaka problem. Stor oro kan uppkomma hos berörda delar av befolkningen i händelse av ett utsläpp. Resultatet av denna studie visar att ventilationens inverkan kan minskas med hjälp av ett bra installerat filter. Om ett bra filter, med bra underhåll, finns installerat kommer filtret kunna ta upp stora delar av föroreningen i partikelform. Problemet kvarstår däremot för partiklar i intervallet 0,1-1 μm , där de högsta värdena på penetrationsfaktorn fås och penetrationen blir betydande även för bra filter. Den del av föroreningen som är i gasform påverkas inte heller av partikelfilter. Ventilationskanaler utan installerande filter har filtrerande effekt på grova partiklar, större än 5 μm .

Naturliga ventilationssystem går inte alls att kontrollera eftersom de styrs av temperatur och tryckförhållanden. På sommarhalvåret, då temperaturen inne och ute är relativt lika sker nästan ingen ventilation, medan ventilationen kan vara mycket hög under vinterhalvåret. Skyddsfaktorn för byggnader med naturlig ventilation styrs därför i hög grad av thermophoresis. Ytterligare studier på denna process krävs.

Undersökning av inhalationsdos ingick som ett ytterligare steg i undersökningen efter skyddskoefficienten bestämdes. Inhalationsdosen kunde däremot endast beräknas för en partikelstorlek, 1 μm , eftersom dos koefficienterna endast ges för denna partikelstorlek. Beräkningarna gav en tydlig fördelning över de åldersklasser och aktivitetsnivåerna som undersöktes. Eftersom det endast går att beräkna inhalationsdosen för en partikeldiameter går det däremot inte att dra några slutsatser kring hur olika storlekar påverkar. Detta utgör en avgörande del eftersom depositionen i luftvägarna, och därmed hälsoeffekten, är beroende av partikelstorleken.

Studien har begränsats till att endast undersöka hur en förorening rör sig in i och ut ur en byggnad. Detta är dock bara en del av problemet och ett nödvändigt komplement till denna studie är att integrera resultatet för olika utsläppsscenarioer där fler ämnen ingår

samt en spridningsmodell som beskriver transporten fram till byggnaden. För en byggnad som befinner sig mycket nära olycksplatsen kommer partikelstorleksfördelningen se annorlunda ut och inhalation av partiklar av mycket varierande storlek är då möjlig.

7. Slutsats

Efter ett utsläpp av radioaktiva ämnen finns tre huvudprocesser som beskriver infiltrationen till byggnader. Den första är ventilationen, luftutbytet in och ut ur byggnaden. Nästa process är penetrationen som motsvaras av den andel av föroreningen som tar sig in över en byggnads fasad samt genom installerade filter. Den sista huvudprocessen är depositionen, andel av föroreningen som deponeras vid utbytet mellan inomhus- och utomhusluften samt inuti byggnaden. Ventilation som styrs mekaniskt ger kontrollerade luftflöden och dessa system kan även försättas med partikelfilter vid inflödet. Ett effektivt filter kan ha stor effekt på skyddskoefficienten förutsatt att filtret är väl underhållet. Underhållning av filter innebär att de behöver rengöras samt bytas ut i tid. Om ingen underhållning sker kvarhåller filtret inte sin effektivitet och reningen av inströmmande luft minskar. Depositionen och penetrationen är beroende av partikelstorleken. Partiklar i den så kallade mellanfraktionen, 0,2-1 μm i diameter, har längre uppehållstid eftersom de inte påverkas i lika stor grad av deponeringsprocesserna som övriga partiklar utan partiklarna kan lätt ta sig in till inomhusluften. Mellanfraktionen kan vara svår att stoppa även med ett effektivt filter. Gaser har ofta mycket lätt att ta sig in till byggnader om inte särskilda filter, kolfilter, finns installerade.

Ordlista

Aktivitet (A)	Antalet sönderfallande atomkärnor per tidsenhet. Mäts i becquerel.
Becquerel (Bq)	Enhet för sönderfall (aktivitet). En Bq motsvarar ett sönderfall per sekund.
Brownsk rörelse	Slumpmässig rörelse hos framförallt mycket små partiklar som rör sig inuti en vätska eller gas.
Buoyancy inducerat flöde	Flytkraften (eller lyftkraften) som ser till att en partikel kan bära sig själv i en vätska eller gas.
Dos (Stråldos)	Ett samlingsbegrepp för absorberad-, ekvivalent- eller effektiv dos och beskriver mängd absorberad energi per massenhet hos utsatta individer.
Halveringstid	Tiden för en viss mängd radioaktivt ämne att sönderfalla till dess att halva antalet radioaktiva atomer finns kvar.
Härd	En kärnkraftsreaktors bränsleelement som placeras i en reaktortank kallas gemensamt för härd.
Internationella strålskyddskommissionen	Internationellt rådgivande organ för strålskydd. Förkortas ICRP.
Isotop	Två isotoper har samma atomnummer men olika antal neutroner i kärnan.
Nuklid (Radionuklid)	Atomslag utifrån sammansättning i atomkärnan. Bör skiljas från isotop eftersom en isotop är nuklider av samma grundämne.
Sönderfallskonstant (λ_{SF})	Proportionalitetskonstant mellan aktivitet och antal atomer av ett radioaktivt ämne. Konstanten är olika för olika ämnen.
Ädelgas	Grundämnena i periodiska systemets grupp 18 med gas som aggregationsform vid standardtryck och standardtemperatur. Exempel på ädelgaser med stabila isotoper är krypton (Kr) och xenon (Xe). Radon (Rn) är en radioaktiv ädelgas.

Symboler

A	Aktivitet
λ	Ventilationshastighet
λ_d	Depositionshastighet
λ_{SF}	Sönderfallskonstant
P	Penetrationsfaktor
N	Antal nuklider
$T_{1/2}$	Halveringstid

Litteraturförteckning

AB Svensk Byggtjänst & Socialstyrelsen (1998). *Ventilation och hälsoskydd*. Stockholm: Elanders Svenskt Tryck AB.

Aerosol Science and Engineering. *aerosol.ees.ufl.edu*. Hämtat från <http://aerosol.ees.ufl.edu/respiratory/section04-4.html> den 14 11 2012

Andersson, M. *Spirometri*. Hämtat från [Spirometri.se](http://www.spirometri.se): http://www.spirometri.se/index.php?option=com_content&view=article&id=56&Itemid=58 den 14 11 2012

Boverket (2010). *Energi i bebyggelsen - tekniska egenskaper och beräkningar*. Karlskrona: Boverket december 2010.

Boverket (2009a). *Så mår våra hus*. Karlskrona: Boverket september 2009.
Boverket (2009b). *Statistiska urval och metoder i Boverkets projekt BETSI*. Karlskrona: Boverket oktober 2009.

Camfil *camfilfarr*. Hämtat från Camfil: Air solutions: <http://www.camfilfarr.se/filtertechnik/Filtreringsprinciper/> den 14 11 2012

Chen, C., & Zhao, B. (2010). Review of relationship between indoor and outdoor particles. *Atmospheric Environment*, 275-288.

Energiakademin Hämtat från http://energiakademin.fastighetsagarna.se/atgardsbeskrivningar/installationer/effektiva_mekaniska_ventilationssystem den 10 5 2012

Faktasamlingen CBRN 2008. Hämtat från http://www.faktasamlingcbrn.foi.se/filer/a_sidor/7/2.html den 2 5 2012

Filterskolan Camfil (2012). Lär mer om luftfilter 1.12. *Clean air solutions*. Thore Bertilsson, Ann-Chaterine Persson.

FOI (2012). *Ventilation och skyddsfaktorer för inläckning av radioaktiva ämnen i byggnader under pågående radioaktivt nedfall, steg 2*. SSM 2010/2810.

Gjorup, H., & Roed, J. (1980). *A note on the relationship between outdoor and indoor exposure integrals for air pollution of outdoor origin*. Roskilde, Danmark: Risö National Laboratory.

Helgesson, P. (2009). *Luftburna partiklar från E18 i Danderyd och dess påverkan på närliggande skolor*. Stockholm: Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet.

Hemkomfort *Hemkomfort.se*. Hämtat från [hemkomfort.se](http://hemkomfort.se/produkter-tjanster/radonsanering.html): <http://hemkomfort.se/produkter-tjanster/radonsanering.html> den 19 12 2012

Hussein T., & Kulmala M. (2008). Indoor Aerosol Modeling: Basic Principles and Practical Applications. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 23-34.

Hussein, T. (2005). *Indoor and outdoor aerosol particle size characterization in Helsinki*. Faculty of Science, Department of Physical Sciences. Helsinki: University of Helsinki.

Internationella strålskyddskommissionen (1997). *Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers*. ICRP Publication 78.

Internationella strålskyddskommissionen (1997). *Annals of ICRP*. ICRP Publication 78.

Keng-Wu, T., & Knutson, E. (2007). *Indoor Outdoor Aerosol Measurement for two Residential Buildings in New Jersey*. New York: Environmental Measurement Laboratory, U.S. Department of Energy.

Mølgaard, B. (2009). *Multi-compartment indoor aerosol model simulations*. Faculty of Science, Department of Physics. Helsinki: University of Helsinki.

Naturvårdsverket *Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden*. Hämtat från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5859-3.pdf> den 19 September 2012

Petersson, G. (2008). *publications.lib.chalmers.se*. Hämtat från Kemisk miljövetenskap: publications.lib.chalmers.se/72639.pdf den 17 12 2012

Robert, F., Leif, S., Gunnar, W., Per-Gunnar, J., Per-Gösta, M., Mats, A., m.fl. (1980). *Konsekvenser och åtgärder vid stora utsläpp av radioaktiva ämnen från svenska kärnkraftverk under beredskap och krig*. Umeå: Försvarets forskningsanstalt.

Seinfeld, J., & Pandis, S. (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics - From Air Pollution to Climate Change* (Vol. 2a). John Wiley & Sons.

Soliduct *Soliduct*. Hämtat från [soliduct.com: http://www.soliduct.com/ventilation-allmant/i-50.htm](http://www.soliduct.com/ventilation-allmant/i-50.htm) den 8 5 2012

Svensk ventilation Hämtat från http://www.distansutbilda.se/etg/ventilation_a/AlltOmVentilation.html den 8 5 2012

Tareq, H., & Markuu, K. (2010). Micro-environmental Modeling. i C. I. Lazaridis M., *Human Exposure to Pollutants via Dermal Absorption and Inhalation* (ss. 251-276). Helsinki: Springer Science + Business Media.

Vette, A., Rea, A., Lawless, P., Rodes, C., Evans, G., Highsmith, R., m.fl. (2010). *Characterization of Indoor-Outdoor Aerosol Concentration Relationship during the Fresno PM Exposure Studies*. North Carolina: Aerosol Science and Technology.

Muntliga referenser

Finck Robert, 2012, Utredare, Strålsäkerhetsmyndigheten

Hussein Tareq, 2012, Docent, Helsingfors Universitet

Nilsson Roland, 2012, Konsult, ES-konsult

Salik Ann-Marie, 2012, Teknisk chef, Camfil

Appendix

Appendix 0: Kontroll av kod

För att undersöka att beräkningen av koncentrationen inomhus verkligen stämmer utfördes en kontroll av koden. Då alla värden sätts till noll (penetrationsfaktor, ventilationshastighet, depositionshastighet och inomhuskällor samt koncentrationen utomhus) och initialkoncentrationen inomhus sätts till 1 Bq/m³ så kommer koncentrationen inomhus att vara 0,5 Bq/m³ efter en halveringstid (här 60 minuter). Koncentrationen efter två halveringstider (120 minuter) kommer vara en fjärdedel av initialkoncentrationen (0,25 Bq/m³) osv.. Nedan ses koden för detta samt exempel från körning.

```
%-----%
%Kontroll av kod alla värden sätts till 0
P_Ig = 0; % penetrationsfaktor
l = 0; % ventilationshastighet [1/min]
%-----%
IoutB = zeros(300,1); %Koncentrationen ute sätts till noll [Bq/m^3]
tauI = 60; %halveringstid 1 timme [min]
l_I = 0.693 / tauI; %sönderfallskonstant [1/min]
Iout = IoutB./l_I; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^-3min^-1]
%-----%
ld_Ig = 0; % depositionshastighet [1/min]
S_Ig = 0;
Ig0 = 1/l_I; %initial koncentrationen sätts till ett
%-----%
%-----%
t_slut = 60*5; % simulerad tid [min]
t = 1 : 1 : t_slut; % tid, 1 minuts steglängd
%-----%
Ig = zeros(size(t));

% Numerisk lösning av koncentrationen, halveringstiden är integrerad som en
% sänka av koncentrationen inomhus
Ig(1) = Ig0;
for ii = 2 : 1 : length(t)
    Dt = t(ii) - t(ii-1);

    Ig(ii) = Ig(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * Iout(ii) ...
        - ( l + ld_Ig ) * Ig(ii-1) ...
        - l_I * Ig(ii-1) ...
        + S_Ig );
end

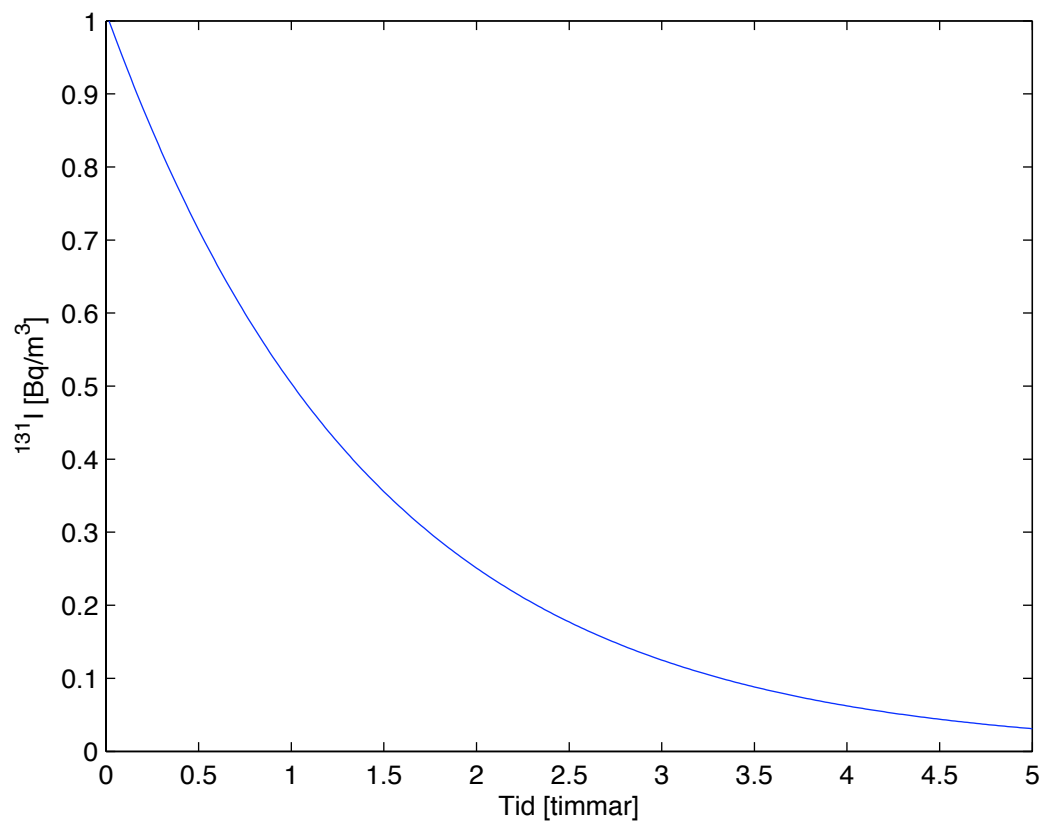
start=Ig(1)/Ig(1) %100% kvar vid start
halva=Ig(60)/Ig(1) %50% kvar efter en halveringstid
fjardedel=Ig(120)/Ig(1) %25% kvar efter två halveringstider
attondel=Ig(180)/Ig(1) %12,5% kvar efter tre halveringstider
sexondel=Ig(240)/Ig(1) %6,2% kvar efter fyra halveringstider
trettiotandradel=Ig(300)/Ig(1) %3,1% kvar efter fem halveringstider

plot(t./60,Ig*1_I)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('^131I [Bq/m^3]')
AXIS([0 5 0 1])
```

Körning av ovanstående kod:

```
start = 1
halva = 0.5039
fjardedel = 0.2510
attondel = 0.1250
sexondel = 0.0623
trettiotandradel = 0.0310
```

I Figur A0.1 nedan kan halva initialkoncentrationen avläsas efter en halveringstid. Samma sak med två halveringstider (en fjärdedel) och så vidare. Detta visar på rätt utförd beräkning.



Figur A0.1 Kontrollering av beräkning.

Appendix 1: Kod samt exempel på körning för halveringstidens påverkan

```

%-----%
% Parametrar för byggnaden
ceiling = 86; %ytarea hos taket [m^2]
ground = 86; %ytarea hos golvet[m^2]
walls = 271; %ytarea hos väggarna [m^2]
A = ceiling + ground + walls; %total area för alla ytor [m^2]
V = 258; %utrymmets volym [m^3]
%-----%
%Hämtar värdet för penetrationsfaktorn för varje partikeldiameter
%10 nm, 50 nm, 100 nm, 250 nm, 500 nm, 1 um, 5um, 10 um
P = load('_P_DataBase/P_EU7.dat');
P_I = interp1(P(:,1),mean(P(:,2:3),2),[1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]);
P_Ig = 1; %penetrationsfaktor för jod i gasfas
l = 0.5/ 60; %ventilationshastighet [1/min]
%-----%
%-----%
% Jod 131 partikel.
% Beräknar depositionshastigheten [m/s] med input parametrar(Dp,U,Ke,model_D,rohph)
% Dp = partikeldiameter, rad matris [m]
% U = friktionshastighet nära ytan [m/s]
% Ke = turbulens intensitet hos luften i utrymmet [1/s] (säts till noll)
% model_D = en string som definierar vilken metod depositionen beräknas med,
% här 'Lai & Nazaroff 2000', som kräver hastigheten med vilken luften omblandas i mitten av
utrymmet
% rohph = partikeldensitet [kg/m3] för varje storlek. Måste ha samma längd
% som Dp
[GROUND,CEILING,WALLS] = Deposition_Velocity([1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]
,0.15,0,'Lai & Nazaroff 2000',1600*ones(1,8));
ld_I = ((GROUND * ground+CEILING*ceiling+WALLS*walls)/V)*60; % depositionshastighet
[1/min]
S_I = zeros(1,8); % källor, inklusive resuspension
%Utsläppsscenario, koncentration utomhus [Bq/m^3]
%IoutB = [ones(60,1); zeros(660,1)];%1 timme sen noll
IoutB = [ones(720,1); zeros(720,1)]; %12 timmar långt utsläpp [Bq/m^3] sen noll
%IoutB = [ones(1440,1)]; %24 timmar långt utsläpp [Bq/m^3]

tauI131 = 8.02 * 24 * 60; % halveringstid [min]
l_I131 = 0.693 / tauI131; % sönderfallskonstanten [Bq/antal] =[1/min]
Iout131 = IoutB./l_I131; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

tauI133 = 20.8 * 60; % halveringstid [min]
l_I133 = 0.693 / tauI133; % sönderfallskonstanten [Bq/antal] =[1/min]
Iout133 = IoutB./l_I133; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

tauCs134 = 2.06 *365*24* 60; % halveringstid [min]
l_Cs134 = 0.693 / tauCs134; % sönderfallskonstanten [Bq/antal] =[1/min]
IoutCs134 = IoutB./l_Cs134; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

%Stabil
IoutCs133 = IoutB./1; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

tauKr89 = 3.19; % halveringstid [min]
l_Kr89 = 0.693 / tauKr89; % sönderfallskonstanten [Bq/antal] =[1/min]
IoutKr89 = IoutB./l_Kr89; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

%Stabil
IoutKr78 = IoutB; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]

IOB = zeros(1,8); %initial koncentration inomhus [Bq/m^3]
IO = 0; %initial koncentration inomhus [antal/m^3]
%-----%
% Jod 131 gasfas
Vd_I131g = 0 * 60; % depositionshastighet [m/min]
ld_I131g = Vd_I131g * A/V; % depositionshastighet [1/min]
S_Ig = 0;
Ig0 = 0;
%-----%
% Jod 133 gasfas
%Vd_I133g = 0.0001 * 60;
Vd_I133g= 0;

```



```

ld_I133g = Vd_I133g * A/V;
S_Ig = 0;
Ig0 = 0;
%-----%
% Kr-89 gasfas
Vd_Kr89 = 0 * 60; % depositionshastighet [m/min]
ld_Kr89 = Vd_Kr89 * A/V; % depositionshastighet [l/min]
%-----%
% Kr-78 gasfas
Vd_Kr78 = 0 * 60; % depositionshastighet [m/min]
ld_Kr78 = Vd_Kr78 * A/V; % depositionshastighet [l/min]
%-----%
t_slut = 60*24; % simulerad tid [min]
t = 1 : 1 : t_slut; % tid, med tidssteg en minut
%-----%
I133 = zeros(length(t),8);
I131 = zeros(length(t),8);
Cs134 = zeros(length(t),8);
Cs133 = zeros(length(t),8);
I131g = zeros(size(t));
I133g = zeros(size(t));
Kr89 = zeros(size(t));
Kr78 = zeros(size(t));

% Numerisk lösning av koncentrationen, halveringstiden är integrerad som en
% sänka av koncentrationen inomhus
II133 = I133;
II133(1,:) = I0;
II131 = I131;
II131(1,:) = I0;
ICs134 = Cs134;
ICs134(1,:) = I0;
ICs133 = Cs133;
ICs133(1,:) = I0;

I131g(1) = Ig0;
I133g(1) = Ig0;
Kr89(1) = Ig0;
Kr78(1) = Ig0;

for ii = 2 : 1 : length(t)
    Dt = t(ii) - t(ii-1);
    II133(ii,:) = II133(ii-1,:) + Dt * ( l * P_I .* Iout133(ii,:) ...
        - ( l + ld_I ) .* II133(ii-1,:) ...
        - l_I133 * II133(ii-1,:) ...
        + S_I );

    II131(ii,:) = II131(ii-1,:) + Dt * ( l * P_I .* Iout131(ii,:) ...
        - ( l + ld_I ) .* II131(ii-1,:) ...
        - l_I131 * II131(ii-1,:) ...
        + S_I );

    ICs134(ii,:) = ICs134(ii-1,:) + Dt * ( l * P_I .* IoutCs134(ii,:) ...
        - ( l + ld_I ) .* ICs134(ii-1,:) ...
        - l_Cs134 * ICs134(ii-1,:) ...
        + S_I );

    ICs133(ii,:) = ICs133(ii-1,:) + Dt * ( l * P_I .* IoutCs133(ii,:) ...
        - ( l + ld_I ) .* ICs133(ii-1,:) ...
        + S_I );

    I131g(ii) = I131g(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * Iout131(ii) ...
        - ( l + ld_I131g ) * I131g(ii-1) ...
        - l_I131 * I131g(ii-1) ...
        + S_Ig );

    I133g(ii) = I133g(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * Iout133(ii) ...
        - ( l + ld_I133g ) * I133g(ii-1) ...
        - l_I133 * I133g(ii-1) ...
        + S_Ig );

    Kr89(ii) = Kr89(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * IoutKr89(ii) ...
        - ( l + ld_Kr89 ) * Kr89(ii-1) ...
        - l_Kr89 * Kr89(ii-1) ...
        + S_Ig );

    Kr78(ii) = Kr78(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * IoutKr78(ii) ...
        - ( l + ld_Kr78 ) * Kr78(ii-1) ...
        + S_Ig );
end

%Får ut i enhet [antal/m^3*min]

```

```

%Integral, mängd över simulerad tid
%Integralen multipliceras med l_I som är [Bq/antal] =[1/min] fås
%[Bq/m^3]
IntII133 =(trapz(II133(:,1:7))*l_I133/60)
IntII131 =(trapz(II131(:,1:7))*l_I131/60)
IntICs134 =(trapz(ICs134(:,1:7))*l_Cs134/60)
IntICs133 =(trapz(ICs133(:,1:7))/60)
IntI131g =trapz(I131g)*l_I131/60
IntI133g =trapz(I133g)*l_I133/60
IntKr89 =trapz(Kr89)*l_Kr89/60
IntKr78 =trapz(Kr78)/60

IntI131out=(trapz(Iout131)*l_I131/60)
IntI133out=(trapz(Iout133)*l_I133/60)

IntCs134out=(trapz(IoutCs134)*l_Cs134/60)
IntCs133out=(trapz(IoutCs133)/60)

IntKr89out=(trapz(IoutKr89)*l_Kr89/60)
IntKr78out=(trapz(IoutKr78)/60)

%Skyddskoefficient
SkyddI133 = IntII133./IntI133out
SkyddI131 = IntII131./IntI131out

%Skyddskoefficient
SkyddCs134 = IntICs134./IntCs134out
SkyddCs133 = IntICs133./IntCs133out

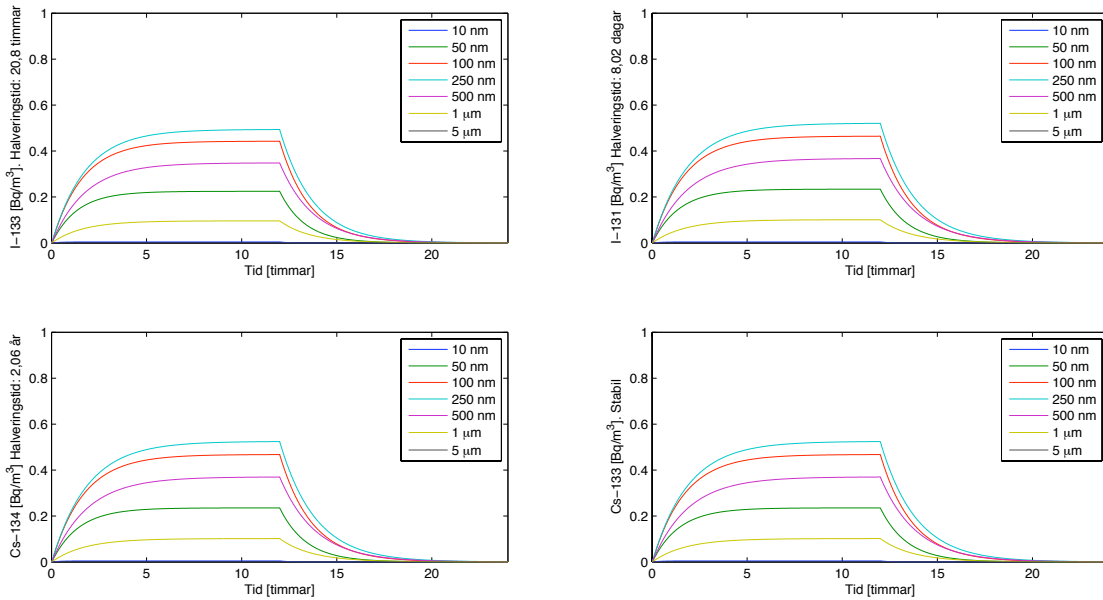
%Skyddskoefficient
SkyddI131g = IntI131g/IntI131out
SkyddI133g = IntI133g/IntI133out
SkyddKr89 = IntKr89/IntKr89out
SkyddKr78 = IntKr78/IntKr78out

%Plot i intervall av en minut.
figure(1)
subplot(2,2,1)
plot(t./60,II133(:,1:7)*l_I133)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('I-133 [Bq/m^3]. Halveringstid: 20,8 timmar')
legend('10 nm','50 nm','100 nm','250 nm','500 nm','1 \mum','5 \mum')
AXIS([0 24 0 1])
subplot(2,2,2)
plot(t./60,II131(:,1:7)*l_I131)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('I-131 [Bq/m^3] Halveringstid: 8,02 dagar')
legend('10 nm','50 nm','100 nm','250 nm','500 nm','1 \mum','5 \mum')
AXIS([0 24 0 1])
subplot(2,2,3)
plot(t./60,ICs134(:,1:7)*l_Cs134)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('Cs-134 [Bq/m^3] Halveringstid: 2,06 år')
legend('10 nm','50 nm','100 nm','250 nm','500 nm','1 \mum','5 \mum')
AXIS([0 24 0 1])
subplot(2,2,4)
plot(t./60,ICs133(:,1:7))
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('Cs-133 [Bq/m^3]. Stabil')
legend('10 nm','50 nm','100 nm','250 nm','500 nm','1 \mum','5 \mum')
AXIS([0 24 0 1])

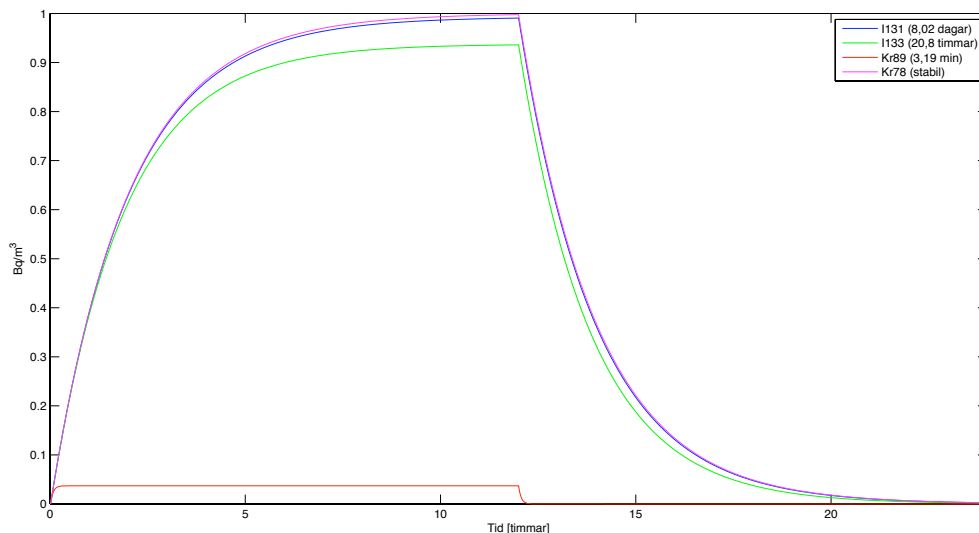
figure(2)
plot(t./60,I131g*l_I131)
xlabel('Time [hour]')
ylabel('[Bq/m^3]')
hold on
plot(t./60,I133g*l_I133,'g')
plot(t./60,Kr89*l_Kr89,'r')
plot(t./60,Kr78,'m')
AXIS([0 24 0 1])
hold off
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('Bq/m^3')
legend('I131 (8,02 dagar)','I133 (20,8 timmar)','Kr89 (3,19 min)','Kr78 (stabil)')

```

Figur A1.1 visar på körning för samtliga undersökta partikeldiamtrar för I-133, I-131, Cs-134 samt Cs-133. I samtliga körningar ses att partikeldiameter med 250 nm har lättast att ta sig in till byggnaden. Figur A1.2 visar körning för nukliderna I-131, I-133, Kr-89 samt Kr-78 i gasfas. Gaserna har mycket lätt att ta sig in. Kr-89 med mycket kort halveringstid (3,19 minuter) hinner dock sönderfalla snabbt och koncentrationen i luften i byggnaden blir liten.



Figur A1.1 Körning för I-133, I-131, Cs-134 samt Cs-133 för samtliga undersökta partikeldiamtrar. Utsläpp: 1 Bq/m³. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Filterklass: EU 7.



Figur A1.2 Körning för I-131, I-133, Kr-89 samt Kr-78 i gasfas. Utsläpp: 1 Bq/m³. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Filterklass: EU 7.

Appendix 2: Tabellerade värden för halveringstidens påverkan

Nedan ses tabellerade värden för halveringstidens påverkan. Tabell A2.1 gäller för filter med klassificering EU 7 och Tabell A2.2 gäller för filter med klassificering EU 3.

Tabell A2.1 Skyddskoefficient för olika nuklider med olika partikeldiametrar. Utsläpp: 12 timmar. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Filter: EU 7.

Skyddskoefficient	Gas	Partiklar (10 nm)	Partiklar (50 nm)	Partiklar (100 nm)	Partiklar (250 nm)	Partiklar (500 nm)	Partiklar (1 µm)	Partiklar (5 µm)
I-133 (20,8 timmar)		0,0042	0,2245	0,4425	0,49	0,3481	0,096	0
I-131 (8,02 dagar)		0,0043	0,2339	0,4645	0,52	0,3674	0,1009	0
Cs-134 (2,06 år)		0,0043	0,235	0,4673	0,52	0,3698	0,1015	0
Cs-133 (Stabil)		0,0043	0,235	0,4673	0,52	0,3699	0,1015	0
Kr-89 (3,19 min)	0,04							
I-133 (20,8 timmar)	0,94							
I-131 (8,02 dagar)	0,99							
Kr-78 (Stabil)	1,00							

Tabell A2.2 Skyddskoefficient för olika nuklider med olika partikeldiametrar. Utsläpp: 12 timmar. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Filter: EU 3.

Skyddskoefficient	Gas	Partiklar (10 nm)	Partiklar (50 nm)	Partiklar (100 nm)	Partiklar (250 nm)	Partiklar (500 nm)	Partiklar (1 µm)	Partiklar (5 µm)
I-133 (20,8 timmar)		0,1379	0,6337	0,7755	0,85	0,8334	0,7111	0,0009
I-131 (8,02 dagar)		0,1389	0,66	0,8139	0,90	0,8791	0,7468	0,0009
Cs-134 (2,06 år)		0,14	0,6633	0,8187	0,90	0,8849	0,7514	0,0009
Cs-133 (Stabil)		0,14	0,6633	0,8188	0,90	0,8849	0,7514	0,0009
Kr-89 (3,19 min)	0,04							
I-133 (20,8 timmar)	0,93							
I-131 (8,02 dagar)	0,98							
Kr-78 (Stabil)	0,99							

Appendix 3 Kod för jämvikt

```

%-----%
% Parametrar för byggnaden
ceiling = 86; %ytarea hos taket [m^2]
ground = 86; %ytarea hos golvet [m^2]
walls = 271; %ytarea hos väggarna [m^2]
A = ceiling + ground + walls; %total area för alla ytor [m^2]
V = 258; %utrymmets volym [m^3]
%-----%
%Hämtar värdet för penetrationsfaktorn för varje partikeldiameter
%10 nm, 50 nm, 100 nm, 250 nm, 500 nm, 1 um, 5um, 10 um
P = load('_P_DataBase/P_EU7.dat');
P_I = interp(P(:,1),mean(P(:,2:3)),[1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]);

l = 0.5 / 60; % ventilationshastighet [1/min]
%-----%
% Beräknar depositionshastigheten [m/s] med input parametrar(Dp,U,Ke,model_D,rohp)
% Dp = partikeldiameter, rad matris [m]
% U = friktionshastighet nära ytan [m/s]
% Ke = turbulens intensitet hos luften i utrymmet [1/s] (sätts till noll)
% model_D = en string som definierar vilken metod depositionen beräknas med,
% här 'Lai & Nazaroff 2000', som kräver hastigheten med vilken luften omblandas i mitten av
% utrymmet
% rohp = partikeldensitet [kg/m3] för varje storlek. Måste ha samma längd
% som Dp

[GROUND,CEILING,WALLS] = Deposition_Velocity([1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]
,0.15,0,'Lai & Nazaroff 2000',1600*ones(1,8));
ld_I = ((GROUND * ground+CEILING*ceiling+WALLS*walls)/V)*60; % deposition rate [1/min]
%-----%

IO=(1*P_I)/(1+ld_I) %I/U-kvot

t99=((log(0.01))./(-(1+ld_I)))/60 %Tid att uppnå 99% av jämviktsläget [h]
t95=((log(0.05))./(-(1+ld_I)))/60 %Tid att uppnå 95% av jämviktsläget [h]
t50=((log(0.5))./(-(1+ld_I)))/60 %Tid att uppnå 50% av jämviktsläget [h]

%-----%
%Gasfas - 0,0001 depositionshastighet

P_Ig=1; %penetrationsfaktor

Vd_Ig = 0.0001 * 60; %depositionshastighet [m/min]
ld_Ig = Vd_Ig * A/V; %depositionshastighet [1/min]

IOg=(1*P_Ig)/(1+ld_Ig)

t99g=((log(0.01))./(-(1+ld_Ig)))/60
t95g=((log(0.05))./(-(1+ld_Ig)))/60
t50g=((log(0.5))./(-(1+ld_Ig)))/60

%Gasfas - 0 depositionshastighet

Vd_Ig0 = 0 * 60; %depositionshastighet [m/min]
ld_Ig0 = Vd_Ig0 * A/V; %depositionshastighet [1/min]

IOg0=(1*P_Ig)/(1+ld_Ig0)

t99g0=((log(0.01))./(-(1+ld_Ig0)))/60
t95g0=((log(0.05))./(-(1+ld_Ig0)))/60
t50g0=((log(0.5))./(-(1+ld_Ig0)))/60

```

Appendix 4 Beräkning för ädelgas

$$\frac{C_{inomhus,i}}{C_{utomhus,i(jämvikt)}} \cong \frac{\lambda P_i}{\lambda + \lambda_{d,i}} = \frac{I}{U_{kvot}}$$

En ädelgas antas penetrera en byggnad oberoende av filter. Penetrationsfaktorn sätts lika med ett. Vid saknad av depositionshastighet, $\lambda_d=0$ kommer inomhus/utomhus koncentrationen blir lika med ett.

Tid att uppnå 50 %, 95 % samt 99 % ses i Tabell A4.1. Resultatet kommer från körning med kod för jämvikt, se Appendix 3.

Tabell A4.1 Tid att uppnå olika andelar av jämvikt för en ädelgas

Andel [%]	Tid [h]
50	1,39
95	5,99
99	9,21

Appendix 5 Kod för beräkning av skyddskoefficient

Beräkningar för undersökning av olika parametrar görs med nedanstående kod.
Scenario för koncentrationsförhållande utanför byggnaden anpassas efter önskan.

```
-----%
% Parametrar för byggnaden
ceiling = 86; %ytarea hos taket [m^2]
ground = 86; %ytarea hos golvet[m^2]
walls = 271; %ytarea hos väggarna [m^2]
A = ceiling + ground + walls; %total area för alla ytor [m^2]
V = 258; %utrymmets volym [m^3]
-----%
%Hämtar värdet för penetrationsfaktorn för varje partikeldiameter
%10 nm, 50 nm, 100 nm, 250 nm, 500 nm, 1 um, 5um, 10 um
P = load('_P_DataBase/P_EU7.dat');
P_I = interp1(P(:,1),mean(P(:,2:3),2),[1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]);
P_Ig = 1; % penetrationsfaktor för jod i gasfas
l = 0.5/ 60; % ventilationshastighet [1/min]
-----%
% Jod 131 partikel.
% Beräknar depositionshastigheten [m/s] med input parametrar(Dp,U,Ke,model_D,rohp)
% Dp = partikeldiameter, rad matris [m]
% U = friktionshastighet nära ytan [m/s]
% Ke = turbulens intensitet hos luften i utrymmet [1/s] (sätts till noll)
% model_D = en string som definierar vilken metod depositionen beräknas med,
% här 'Lai & Nazaroff 2000', som kräver hastigheten med vilken luften omblandas i mitten av
utrymmet
% rohp = partikeldensitet [kg/m3] för varje storlek. Måste ha samma längd
% som Dp
[GROUND,CEILING,WALLS] = Deposition_Velocity([1e-8 5e-8 1e-7 2.5e-7 5e-7 1e-6 5e-6 1e-5]
,0.15,0,'Lai & Nazaroff 2000',1600*ones(1,8));
ld_I = ((GROUND * ground+CEILING*ceiling+WALLS*walls)/V)*60; % deposition rate [1/min]
S_I = zeros(1,8); %källor, inklusive resuspension
%Utsläppsscenario, koncentration utomhus [Bq/m^3]
%IoutB = [ones(60,1); zeros(660,1)];%1 timmes utsläpp
%IoutB = [ones(720,1); zeros(720,1)]; %12 timmar långt utsläpp [Bq/m^3]
IoutB = [ones(1440,1)]; % Koncentrationen utomhus antas till 1 [Bq/m^3]
tauI = 8.02 * 24 * 60; % halveringstid [min]
l_I = 0.693 / tauI; % sönderfallskonstanten [Bq/antal] =[1/min]
Iout = IoutB./l_I; % Antalet partiklar utomhus ges av
aktiviteten/sönderfallskonstanten [antal/m^3]
IOB = zeros(1,8); %initial koncentration inomhus [Bq/m^3]
IO = IOB/l_I; %initial koncentration inomhus [antal/m^3]
-----%
% Jod 131 gasfas - med depositionshastighet 0,0001 m/s
Vd_Ig = 0.0001 * 60; %depositionshastighet [m/min]
ld_Ig = Vd_Ig * A/V; %depositionshastighet [1/min]
S_Ig = 0;
Ig0 = 0;
-----%
% Jod 131 gasfas - med depositionshastighet 0,0001 m/s
Vd_Ig2 = 0 * 60; %depositionshastighet [m/min]
ld_Ig2 = Vd_Ig2 * A/V; %depositionshastighet [1/min]
-----%
t_slut = 60*24; % simulerad tid [min]
t = 1 : 1 : t_slut; % tid, med tidssteg en minut
-----%
I = zeros(length(t),8);
Ig = zeros(size(t));
Ig2 = zeros(size(t));
% Numerisk lösning av koncentrationen, halveringstiden är integrerad som en
% sänka av koncentrationen inomhus
II = I;
II(1,:) = IO;
Ig(1) = Ig0;
Ig2(1) = Ig0;
for ii = 2 : 1 : length(t)
Dt = t(ii) - t(ii-1);
II(ii,:) = II(ii-1,:) + Dt * ( l * P_I .* Iout(ii,:) ...
- ( l + ld_I ) .* II(ii-1,:) ...
- l_I * II(ii-1,:) ...
+ S_I );
Ig(ii) = Ig(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * Iout(ii) ...
- ( l + ld_Ig ) * Ig(ii-1) ...
+ l_I * Ig(ii-1) ...
+ S_Ig );
Ig2(ii) = Ig2(ii-1) + Dt * ( l * P_Ig * Iout(ii) ...
- ( l + ld_Ig2 ) * Ig2(ii-1) ...
```

```

+ l_I * Ig2(ii-1) ...
+ S_Ig );
end

%Får ut i enhet [antal/m^3*min]
%Integral, mängd över simulerad tid
%Integralen multipliceras med l_I som är [Bq/antal] =[1/min] fås
%[Bq/m^3]
IntII =(trapz(II(:,1:7))*l_I/60)
IntIg =trapz(Ig)*l_I/60
IntIg2 =trapz(Ig2)*l_I/60
IntIout=(trapz(Iout)*l_I/60)

%Skyddskoefficient
Skydd = IntII./IntIout
Skyddg = IntIg/IntIout
Skyddg2 = IntIg2/IntIout

%Plot i intervall av en minut.
figure(1)
plot(t./60,II(:,1:7)*l_I)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('\^{131}I [Bq/m^3]')
legend('10 nm','50 nm','100 nm','250 nm','500 nm','1 \mum','5 \mum')
AXIS([0 24 0 1])
figure(2)
plot(t./60,Ig*l_I)
xlabel('Tid [timmar]')
ylabel('\^{131}I gasfas [Bq/m^3]')
hold on
plot(t./60,Ig2*l_I,'r')
AXIS([0 24 0 1])
hold off
legend('l_d=0,0001 m/s','l_d=0m/s')

```


Appendix 6 Uträknade värden för partikelstorleken påverkan

Värdena i Tabell A6.1 kommer från körning av kod i Appendix 5 för undersökning av partikeldiameterens påverkan. Beräkning av skyddskoefficient görs genom att total mängd inomhus, integralen, divideras med total mängd utomhus.

Tabell A6.1 Skyddskoefficienter för olika partikeldiametrar hos I-131. Utsläpp: 1 Bq/m³. Ventilationshastighet: 0,5 [1/h]. Byggnadstyp: 1.

Storlek	EU 7	EU 3
10 nm	0,006	0,185
50 nm	0,243	0,691
100 nm	0,454	0,803
250 nm	0,491	0,852
500 nm	0,342	0,825
1 µm	0,094	0,703
5 µm	0,000	0,001

Appendix 7 Tabellerade värden för skyddskoefficienter för I-131

Utsläpp: 12 timmar, Byggnadstyp 1, Filter: EU 3					
Storlek	Ventilations- hastighet: 0,4 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,5 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,6 [1/h]	Medelvärde: EU 3	Ventilations- hastighet: 1,5 [1/h]
10 nm	0,16	0,19	0,21	0,19	0,35
50 nm	0,70	0,74	0,77	0,73	0,87
100 nm	0,84	0,87	0,88	0,86	0,94
250 nm	0,91	0,92	0,93	0,92	0,96
500 nm	0,88	0,89	0,90	0,89	0,93
1 µm	0,73	0,76	0,78	0,75	0,84
5 µm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Utsläpp: 12 timmar, Byggnadstyp 1, Filter: EU 6					
Storlek	Ventilations- hastighet: 0,4 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,5 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,6 [1/h]	Medelvärde: EU 6	Ventilations- hastighet: 1,5 [1/h]
10 nm	0,02	0,03	0,03	0,03	0,05
50 nm	0,51	0,54	0,56	0,54	0,63
100 nm	0,69	0,71	0,73	0,71	0,77
250 nm	0,79	0,80	0,81	0,80	0,83
500 nm	0,71	0,72	0,73	0,72	0,76
1 µm	0,47	0,48	0,50	0,48	0,54
5 µm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Utsläpp: 12 timmar, Byggnadstyp 1, Filter: EU 7					
Storlek	Ventilations- hastighet: 0,4 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,5 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,6 [1/h]	Medelvärde: EU 7	Ventilations- hastighet: 1,5 [1/h]
10 nm	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
50 nm	0,25	0,26	0,27	0,26	0,31
100 nm	0,48	0,49	0,50	0,49	0,53
250 nm	0,52	0,53	0,54	0,53	0,55
500 nm	0,36	0,37	0,37	0,37	0,39
1 µm	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11
5 µm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Utsläpp: 12 timmar, Byggnadstyp 1, Filter: EU 8					
Storlek	Ventilations- hastighet: 0,4 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,5 [1/h]	Ventilations- hastighet: 0,6 [1/h]	Medelvärde: EU 8	Ventilations- hastighet: 1,5 [1/h]
10 nm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
50 nm	0,25	0,26	0,27	0,26	0,31
100 nm	0,41	0,42	0,43	0,42	0,46
250 nm	0,42	0,43	0,43	0,43	0,45
500 nm	0,23	0,23	0,24	0,23	0,24
1 µm	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03
5 µm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00