
miljø og sundhed

Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed

Formidlingsblad 24. årgang, nr. 1, april 2018

Læs om

[Brandfolks eksponering ved brandslukning](#)

[Brandfolks risiko for kræft og hjerte-kar-sygdom](#)

[Skjult skimmelsvampevækst i bygninger](#)

[Kunstig alveole og imprægneringsprodukter](#)

[Nye kontaminanter i Arktis](#)

[Abstracts fra temadagen den 23. april](#)

Se også

[Kalender 2018-19](#)

Indhold

BIOBRAND: Brandfolks eksponering ved brandslukning og biomarkører for risiko for kræft og hjerte-kar-sygdom 3

Danske brandfolks risiko for kræft og hjerte-kar-sygdom 10

Skjult skimmelsvampevækst i bygninger..... 13

Kunstig alveole kan forudsige giftighed af imprægneringsprodukter 18

Nye kontaminanter i Arktis – resultater fra en ny AMAP rapport..... 22

Abstracts fra temadag om indemiljø 36

Set på internettet..... 54

Kalender 2018/2019 56

Miljø og sundhed

Bladet henvender sig primært til forskere, beslutningstagere og administratorer, der beskæftiger sig med miljø og sundhed.

Udgives af:

Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed

Redaktion:

Ulla Vogel (ansv)
Katrin Vorkamp
Hilde Balling

24. årgang, nr. 1, april 2018.

Eftertryk mod kildeangivelse.

ISSN elektronisk 1801-4146

<http://miljoogsundhed.sst.dk/blad/ms1801.pdf>

Diversitet

Et ofte benyttet ord, men umiddelbart det, jeg kom til at tænke på, da jeg læste det færdige blad.

Om brandfolks udsættelse ved brandslukning og risiko for sygdom, skjult skimmelsvampevækst i bygninger, nye kemiske forureninger i Arktis og testning af imprægneringsprodukters giftighed i Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljøes kunstige alveole.

Den 23. april afholdt udvalget en temadag om indemiljø. På mødet forelå en fyldig abstractsamling, som også bringes i dette nummer og i høj grad bidrager til diversiteten.

Opdatering på PCB, helbredseffekter af PCB og problematiske kemiske stoffer i indemiljøet. Hudoptag af kemiske stoffer fra indeluften og tøj, skimmelsvampe i bygninger og udredning af symptomer hos beboere i bygninger, hvor der er konstateret skimmelsvampevækst. Indeklima i danske klasseværelser, børneværelser og daginstitutioner og betydningen af skolernes indeklima for elevernes trivsel og præstationer.

Stor tak til forfatterne af artiklerne og til foredragsholderne på mødet den 23. april, der har udarbejdet abstracts og god læselyst til læserne.

Der er også en stor tak til professor Tina Kold Jensen, Syddansk Universitet i Odense, som efter 11 år i redaktionsgruppen har valgt at træde ud af gruppen.

Hendes afløser er seniorforsker Katrin Vorkamp, Institut for Miljøforskning på Aarhus Universitet. Redaktionen byder hende velkommen i redaktionsgruppen, der således fortsat består af tre redaktører – et triumvirat, om man vil.

Hilde Balling

BIOBRAND: Brandfolks eksponering ved brandslukning og biomarkører for risiko for kræft og hjerte-kar-sygdom

Af Anne Thoustrup Saber¹, Maria Helena Guerra Andersen², Peter Bøgh Pedersen³, Per Axel Clausen¹, Julie Elbæk Pedersen^{4,5}, Mille Lørh², Ali Kermanizade², Steffen Loft², Niels Ebbenhøj⁵, Åse Marie Hansen^{1,2}, Ismo Kalevi Koponen¹, Eva-Carina Nørskov³, Anne Helene Garde¹, Peter Møller² og Ulla Vogel^{1,6}

Introduktion

En række internationale epidemiologiske studier har fundet, at brandmænd har øget risiko for kræft i testikler, prostata samt non-Hodgkin lymfom. Derimod har metaanalyser ikke fundet konsistent øget risiko for lunge- eller blærekræft, som er de kræftformer, man umiddelbart ville forbinde med indånding af partikler og udsættelse for tjærestoffer (1,2).

Brandbekæmpelse er klassificeret som muligvis kræftfremkaldende for mennesker (2B) af International Agency for Research on Cancer (3). Selve røgen kan indeholde mange forskellige kræftfremkaldende stoffer. Derudover kan røg fra fx stalde eller tørv indeholde endotoksiner, hvis branden foregår ved lavere temperaturer, når tørven ulmer (4). Indånding af partikler og endotoksiner udløser inflammation og akutfaserespons (5), som øger risikoen for hjertekarsygdom.

Brandmænd anvender personlige værnemidler som røgdykkerudstyr, der beskytter mod udsættelse for røg og sod. Effektiviteten af værnemidlerne samt brug af værnemidler er forbedret væsentligt inden for de seneste 20-30 år (3). Det medfører, at tidligere foretagne

epidemiologiske studier af kræft og hjertekarsygdom, som typisk afspejler effekten af eksponeringen de seneste 20-30 år, ikke afspejler risikoen for kræft og hjertekarsygdom ved nuværende praksis. Det er derfor nødvendigt at bruge andre metoder, som fx måling af biomarkører, for at vurdere en evt. sundhedsfare forbundet med den nuværende praksis.

Formål

Formålet med dette projekt var at afklare: 1) om brandslukning ved nuværende brug af værnemidler fører til eksponering for sundhedsskadelige stoffer ved indånding og hudkontakt, og 2) om brandslukning ved den nuværende brug af værnemidler er forbundet med øget risiko for kræft og hjertekarsygdom.

Den potentielle helbredsrisiko ved brandslukning er blevet undersøgt på to måder: 1) i et kontrolleret biomonitoreringsforsøg med 53 unge værnepligtige under uddannelse til røgdykkere hos Beredskabsstyrelsen, og 2) hos 22 brandmænd på en brandstation ved Hovedstadens Beredskab. I begge tilfælde sammenlignede vi prøver uden eksponering og efter eksponering, således at deltagerne var deres egne kontroller. Resultaterne fra målingerne på de 22 brandmænd er endnu ikke publiceret og vil derfor ikke blive beskrevet her.

Som mål for partikeleksponeringen målte vi partikeleksponeringsniveauer i indåndingszonen under brandslukning ved forskriftmæssig brug af værnemidler og i området omkring brandudvikling. Vi målte også mængden af tjærestoffer på huden. Optag af tjærestoffer fra

¹ Dansk Center for Nanosikkerhed, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø

² Københavns Universitet

³ Teknologisk Institut

⁴ Kræftens Bekæmpelse

⁵ Arbejds- og Miljømedicinsk Afd., BBH

⁶ Institut for Mikro- og Nanoteknologi, Danmarks Tekniske Universitet

sod og partikler blev målt ved at måle mængden af en tjærestofmetabolit i urin. Derudover har vi målt biomarkører for risiko for kræft og hjertekarsygdom. Der blev undersøgt biomarkører for DNA-skadende påvirkninger og biomarkører for inflammation og akutfase-respons på biologiske prøver indsamlet fra værnepligtige før, under og efter gennemførelse af røgdykkeruddannelse og hos brandmænd efter brandslukning. Desuden målte vi lunge- og blodkarfunktion.

Fakta om BIOBRAND

Arbejds miljøforskningsfonden bevilgede i slutningen af 2014 finansiering af to undersøgelser, der skulle afdække forskellige helbredsrisici for brandfolk i forbindelse med brandslukningsarbejde. Projekterne blev gennemført i perioden den 1. januar 2015 - 31. oktober 2017.

Denne artikel omhandler projektet "BIOBRAND", som er et biomonitoreringsstudie af danske brandfolks mulige helbredsrisici ved arbejdet, og er gennemført af NFA i samarbejde med forskere fra Københavns Universitet, Bispebjerg Hospital og Teknologisk Institut. Den anden undersøgelse, "EPIBRAND", er en registerundersøgelse af kræft og hjerte-kar-sygdomme hos danske brandfolk, der er gennemført af Kræftens Bekæmpelse og Bispebjerg Hospital.

Projekterne har haft en fælles følgegruppe, bestående af de vigtigste interessenter på området, bl.a. Beredskabsstyrelsen, Hovedstadens Beredskab, Falck, Beredskab Øst, Roskilde Brandvæsen, Arbejdstilsynet, Chaufførernes fagforening, BAR Transport og Engros, Brandfolkenes Cancerforening BFC, Brandfolkenes Organisation, FOA, 3F, Landsklubben for Deltidsansatte Brandfolk og Det Offentlige Beredskabs Landsforbund.

Projektet er finansieret af Arbejds miljøforskningsfonden (Projekt nr. 34-2014-09)

Metoder og resultater

Røgdykkerkursus ved Beredskabsstyrelsen

Nedenfor beskrives metode og resultater fra målingerne ved Beredskabsstyrelsen. For en

mere detaljeret beskrivelse henvises til vores to videnskabelige publikationer (6,7).

Studiedesign

Undersøgelsen fulgte værnepligtige, der ved Beredskabsstyrelsen gennemgik et 3-dages røgdykkerkursus som led i uddannelsen til redningsspecialister. Designet var et eksponeringsstudie på mennesker, hvor der blev taget prøver og foretaget fysiologiske målinger på deltagerne efter tre forskellige eksponerings-scenarier. Deltagerne fungerede som deres egne kontroller. Ved det første scenarie modtog deltagerne teoretisk information i et klasseværelse. Ved det andet scenarie deltog deltagerne i et 3-dages røgdykkerundervisningsprogram med forskellige typer røgdyknings- og brandslukningsøvelser i et øvelsesbrandhus (figur 1). Deltagerne bar fuldt beskyttelsesudstyr inklusive åndedrætsværn med friskluftforsyning (figur 2). Ved det tredje scenarie gennemgik deltagerne et andet modul i deres uddannelse, som ikke er forbundet med brandbekæmpelse. Det første og det tredje scenarie fungerer som kontrolmålinger, mens det andet scenarie er eksponeringssituationen.

Eksponeringsperioden var et 3-dages kursus med forskellige brandbekæmpelsesaktiviteter, herunder brandbekæmpelse i et brandhus. Aktiviteten steg i kompleksitet i takt med at deltagerne erhvervede færdigheder i løbet af kurset. For at undersøge om de helbreds-mæssige effekter afhang af typen af ildebrand lod vi deltagerne bekæmpe 2 forskellige typer af brande. Ved halvdelen af målekampagnerne blev deltagerne bedt om at slukke brande bestående af standard træ EU-paller (kampagne 1 og 2). I den anden halvdel af målekampagnerne blev der brugt træ EU-paller suppleret med skummadrasser og elektriske ledninger (kampagne 3 og 4). Nyt materiale (en tredjedel af en madras og 2 m elektrisk ledning) blev føjet til branden, hver gang et nyt hold af røgdykkere kom ind i bygningen. I alt blev der hver øvelsesdag afbrændt 6 madrasser og 20 m elektriske ledninger. Skummadrasserne bestod primært af polyurethan.



Figur 1. Brandslukningsøvelse i øvelsesbrandhus ved Beredskabsstyrelsen (Foto: Chris Campbell, DAS BÜRO)



Figur 2. Deltager med beskyttelsesudstyr (Foto: Chris Campbell, DAS BÜRO)

Videnskabsetisk Komite i Hovedstaden (H-15003862) godkendte undersøgelsen, og deltagerne gav skriftligt informeret samtykke.

Vil du vide mere?

Videnskabelige artikler

Maria Helena Guerra Andersen, Anne Thoustrup Saber, Per Axel Clausen, Julie Elbæk Pedersen, Mille Løhr, Ali Kermanizadeh, Steffen Loft, Niels Ebbehøj, Åse Marie Hansen, Peter Bøgh Pedersen, Ismo Kalevi Koponen, Eva-Carina Nørskov, Peter Møller, Ulla Vogel. *Association between polycyclic aromatic hydrocarbons exposure and peripheral blood mononuclear cell DNA damage in human volunteers during fire extinction exercises* (Mutagenesis 2018;33(1):105-115).

Maria Helena Guerra Andersen, Anne Thoustrup Saber, Peter Bøgh Pedersen, Steffen Loft, Åse Marie Hansen, Ismo Kalevi Koponen, Julie Elbæk Pedersen, Niels Ebbehøj, Eva-Carina Nørskov, Per Axel Clausen, Anne Helene Garde, Ulla Vogel, Peter Møller. *Cardiovascular health effects following exposure of human volunteers during fire extinction exercises* (Environ Health 2017; 16(1):96)

Populær formidling

“Brandfolk lægger krop til ny forskning”, Arbejds miljø nr. 1, 2016.

NFA Faktaark om resultaterne
<http://www.arbejdsmiljoforskning.dk/da/publikationer/faktaark/faktaark?publicationId=706>

“Forskning afdækker brandfolks arbejdsmiljø”, Dansk Kemi, 99, nr. 1, 2018.

Eksposering for partikler og tjærestoffer

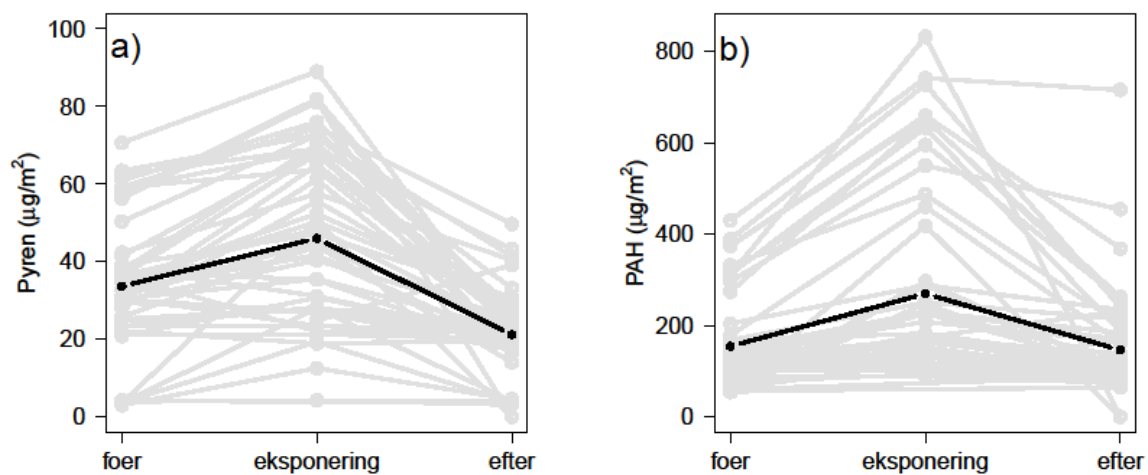
Udsættelsen for partikler i indåndingszonen blev vurderet ved måling af partikler med en DiscMini partikelmåler inde i den yderste del af røgdykkermasken på én deltager pr. hold. Vi fandt, at brug af røgdykkerudstyr effektivt beskyttede mod indånding af partikler. Når røgdykkerudstyret blev taget af i zoner, som blev vurderet som sikre, var der imidlertid en betydelig partikeleksponering.

Udsættelsen for tjærestoffer blev målt ved aftørring af et ca. 18 cm² stort område af huden i nakken og efterfølgende analyser af mængden af tjærestoffer ved gaskromatografi og massepektrometri (GC-MS). Udskillelse af tjærestoffer i urinen blev vurderet ved HPLC-analyse af 1-hydroxypyren, som er metabolit af tjærestoffet pyren. Vi fandt, at deltagelse i røgdykkerkursen medførte statistisk signifikant forøget mængde tjærestoffer på huden (se figur 3) og øget udskillelse af tjærestoffer i urinprøver (se figur 4). Det viser, at deltagelse i brandslukningskursen medførte øget mængde tjærestoffer på huden og øget optag af tjærestoffer i kroppen. Et helt nyt svensk studie af rekrutter ved Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, som er den svenske parallel til Beredskabsstyrelsen i Danmark, viser, at deltagere efter røgslukningsøvelser ligesom i vores studie havde øget niveau af tjærestoffer på huden og øget udskillelse af en række tjærestofmetabolitter i urin. Studiet viste, at især tjærestofmetabolitten 1-hydroxypyren (samme markør som vi målte i BIOBRAND) korrelerede stærkt med hududsættelsen for tjærestof (8).

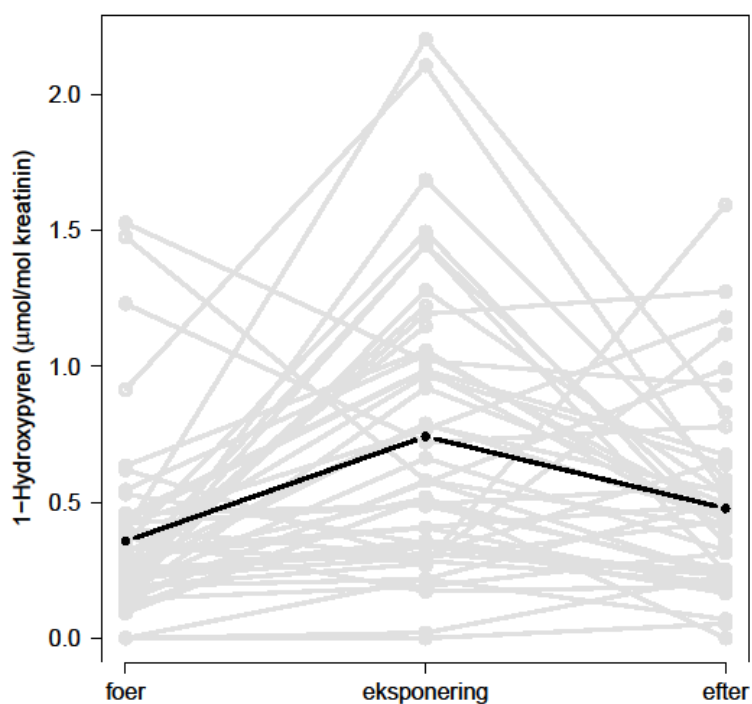
Biomarkør for kræftfremkaldende påvirkninger

Som biomarkør for kræftfremkaldende påvirkninger målte vi mængden af DNA-skader i blodceller på 53 værnepligtige umiddelbart efter røgdykkerkursen samt 14 dage før og efter. Deltagelse i røgdykkerkursen medførte statistisk signifikant forøget niveau af skader på DNA i blodceller. Vi fandt statistisk signifikant sammenhæng mellem udsættelsen for tjærestoffer og mængden af DNA-skade i blodceller.

Tjærestofmetabolitter i urin kan stamme både fra indåandede partikler og fra sod på huden. Den observerede sammenhæng mellem DNA-skader og udsættelse for tjærestoffer på huden tyder på, at hudeksponering for sod bidrager til DNA-skaderne. DNA-skader er en biomarkør for øget kræft risiko, og det kan ikke udelukkes, at der er en øget risiko for kræft forbundet med arbejdet som brandmand.



Figur 3. Tjærestoffer på huden. Den fede markering angiver middelværdien. Gengivet med tilladelse fra Dansk Kemi, 99, nr. 1, 2018.



Figur 4. 1-Hydroxypyren i urinen. Den fede markering angiver middelværdien. Gengivet med tilladelse fra Dansk Kemi, 99, nr. 1, 2018.

Et nyt studie af canadiske brandmænd viser øget niveau af tjærestofmetabolitter i urin og øget niveau af mutagenicitet af urinen efter brandslukning (9). I dette studie er der, som i vores studie, en signifikant sammenhæng mellem tjærestoffer på hud og tjærestofmetabolitter i urin. Begge studier tyder derfor på, at tjærestoffer, som bliver optaget gennem huden, forårsager DNA-skader. Hvis DNA-skader ikke bliver korrekt repareret, kan der opstå mutationer, som kan være første trin på vejen til udvikling af kræft.

Effekter på hjertekarsystemet

Vi målte effekter på hjertekarsystemet ved måling af vaskulært respons i perifere blodkar ved reaktiv hyperæmi og variation i hjerterytmefrekvensen (eng. Heart Rate Variability) på 43 værnepligtige. Disse værnepligtige udgør en delmængde af de 53 værnepligtige, som vi har undersøgt for DNA-skadende effekter. Grunden til, at vi ikke har målt på hele gruppen er, at vi ikke havde kapacitet til at måle hjertekarfunktion på samtlige deltagere. Vi målte niveauet af akutfaseproteinerne CRP og SAA samt inflammationsmarkører for inflammation (IL-6, IL-8) i blodet på alle 53 deltagere.

Røgdykning medførte statistisk signifikant øget kropstemperatur, nedsat perifer karfunktion og ændret hjerterefrekvensvariation. Hverken de målte inflammationsmarkører eller akutfaseproteiner var påvirket af deltagelse i røgdykkerkurset.

Det tyder på, at deltagelse i røgdykkerkurset medfører en øget belastning af hjertekarsystemet sammenlignet med kontrolsituationerne.

Vi observerede ikke nogen sammenhæng mellem hjertekareffekter og udsættelse for tjærestoffer. Det tyder på, at den ændrede hjertekarfunktion kan skyldes partikeleksponering, fysisk anstrengelse og øget kropstemperatur, som alle hver for sig kan forårsage ændringer af hjertekarfunktionen.

Lungefunktion

Lungefunktionen blev vurderet ved spirometri. Der blev ikke fundet nogen påvirkning af de målte markører for lungefunktion efter røgdykning sammenlignet med kontrolsituationerne 14 dage før og efter.

Ingen øget effekt af mere kompleks brand

For at undersøge om røg fra en mere kompleks brand er mere sundhedsskadelig end en brand i træ sammenlignede vi 2 typer af brande (EU-træpaller med og uden madrasser/elektriske ledninger). Der var ikke større effekter for nogen af de analyserede markører ved den mere komplekse brand med madrasser og elektriske ledninger sammenlignet med afbrænding af træpaller alene.

Konklusioner

Konklusionen på undersøgelsen af værnepligtige ved Beredskabsstyrelsen er, at de personlige værnemidler beskytter effektivt mod indånding af partikler. Dog sker der en udsættelse for partikler, når personer, i forbindelse med røgdykkerkurser, tager røgdykkerudstyret af i zoner, der anses for sikre. Derudover blev de værnepligtige udsat for sod og tjærestoffer på huden i forbindelse med deltagelse i røgdykkerkurset. Vi fandt ligeledes forhøjede niveauer af tjærestofmetabolitter i urin som udtryk for øget optag af tjærestoffer.

Der var et statistisk signifikant forøget niveau af DNA-skader efter brandøvelsen sammenlignet med før og efter røgdykkerkurset. Der var statistisk signifikante sammenhænge mellem mængden af tjærestoffer på huden, tjærestofmetabolitter i urin og DNA-skader i blodceller. Jo større udsættelse for tjærestoffer jo flere DNA-skader. Det tyder på, at sodpåvirkningen bidrager til DNA-skaderne.

DNA-skader er en indikator for kræftisiko og det kan ikke udelukkes, at brandslukning under korrekt brug af værnemidler medfører en kræftfremkaldende påvirkning. Desuden medførte deltagelse i røgdykkerøvelser påvirkning af hjertekarsystemet. Vi observerede ikke nogen sammenhæng mellem hjertekareffekter

og udsættelse for tjærestoffer. Derfor tyder det på, at den ændrede hjertekarfunktion ikke skyldes tjærestoffer optaget gennem huden, men snarere skyldes partikeleksposering, fysisk anstrengelse og øget kropstemperatur, som alle hver for sig kan forårsage ændringer af hjertekarfunktionen.

Yderligere information:

Anne Thoustrup Saber: ats@nrcwe.dk

Ulla Vogel: ubv@nrcwe.dk

Referencer

1. Genaidy AM, Lemasters GK, Lockey J, Succop P, Deddens J, Sobeih T, Dunning K. *An epidemiological appraisal instrument - a tool for evaluation of epidemiological studies*. Ergonomics 2007;50:920-60.
2. Lemasters GK, Genaidy AM, Succop P, Deddens J, Sobeih T, Barrera-Viruet H, Dunning K, Lockey J. *Cancer risk among firefighters: a review and meta-analysis of 32 studies*. J Occup Environ Med 2006;48:1189-1202.
3. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, *Painting, Firefighting, and Shiftwork*, 2010;98.
4. Kim YH, Tong H, Daniels M, Boykin E, Krantz QT, McGee J, Hays M, Kovalcik K, Dye JA, Gilmour MI. *Cardiopulmonary toxicity of peat wildfire particulate matter and the predictive utility of precision cut lung slices*. Part Fibre Toxicol 2014;11:29.
5. Jeyaseelan S, Chu HW, Young SK, Worthen GS. *Transcriptional profiling of lipopolysaccharide-induced acute lung injury*. Infect Immun 2004;72:7247-56.
6. Andersen MHG, Saber AT, Clausen PA, Pedersen JE, Løhr M, Kermanizadeh A, Loft S, Ebbenhøj N, Hansen AM, Pedersen PB, Koponen IK, Nørskov EC, Møller P, Vogel U. *Association between polycyclic aromatic hydrocarbons exposure and peripheral blood mononuclear cell DNA damage in human volunteers during fire extinction exercises*. Mutagenesis 2018;33(1):105-115.
7. Andersen MHG, Saber AT, Pedersen PB, Loft S, Hansen AM, Koponen IK, Pedersen JE, Ebbenhøj N, Nørskov EC, Clausen PA, Garde AH, Vogel U, Møller P. *Cardiovascular health effects following exposure of human volunteers during fire extinction exercises*. Environ Health 2017;16:96.
8. Wingfors H, Nyholm JR, Magnusson R, Wijkmark CH. *Impact of Fire Suit Ensembles on Firefighter PAH Exposures as Assessed by Skin Deposition and Urinary Biomarkers*. Ann Work Expo Health 2018;62:221-31.
9. Keir JLA, Akhtar US, Matschke DMJ, Kirkham TL, Chan HM, Ayotte P, White PA, Blais JM. *Elevated Exposures to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Other Organic Mutagens in Ottawa Firefighters Participating in Emergency, On-Shift Fire Suppression*. Environ Sci Technol 2017;51:12745-55.

Danske brandfolks risiko for kræft og hjerte-karsygdom

Af Julie Elbæk Pedersen¹, Kajsa Petersen¹, Niels Ebbenhøj², Jens Peter Bonde², Johnni Hansen¹

Brandfolk er udsat for en række sundhedsskadelige påvirkninger, f.eks. partikler, gasser, varme, natarbejde, fysisk og psykisk belastning. En række videnskabelige undersøgelser fra udlandet har fundet øget forekomst af kræft (non-Hodgkin lymfom, prostata-, testikel- og modermærkekræft) og akut hjertesygdom i forbindelse med bestemte arbejdsopgaver blandt brandfolk. International Agency for Research on Cancer (IARC) under WHO har i 2007 klassificeret brandbekæmpelse som "muligvis kræftfremkaldende".

Nærværende registerstudie er den første store undersøgelse af danske brandfolks mulige helbredsrisici ved arbejdet. Undersøgelsen viser, at danske brandfolk har let øget forekomst af prostata-, testikel- og modermærkekræft samt en let øget risiko for hjertekarsygdom. Det er dog uafklaret om dette skyldes arbejdet som brandmand.

Registerundersøgelsen EPIBRAND

I forskningsprojektet EPIBRAND har det været formålet at belyse, om danske brandfolk har en øget risiko for henholdsvis kræft (især non-Hodgkin lymfom, prostata-, testikel- og modermærkekræft) og hjerte-kar-sygdom.

Vi anvendte historiske informationer på danske brandfolk, som blev indhentet fra brandvæsener og fagforeninger. Individuelle informationer om kræft og hjertekarsygdom blev indhentet fra henholdsvis Cancerregisteret og Landspatientregisteret. Sidstnævnte register omfatter alle personer, der har været indlagt på hospital i Danmark siden 1977 og i ambulant

behandling siden 1995. Vi beregnede relative risici ved brug af flere sammenligningsgrupper: a) den danske befolkning, b) en stikprøve af lønmodtagere og c) ansatte i Forsvaret. I alt indgår over 9.000 mandlige brandfolk, der er født i perioden 1927-1996, i undersøgelsen.

BAGGRUND FOR UNDERSØGELSEN

Brandfolk er udsat for en række sundhedsskadelige påvirkninger i forbindelse med deres arbejde, der muligvis øger deres risiko for kræft og hjertekarsygdom. EPIBRAND er det første større studie, der specifikt undersøger danske brandfolks mulige helbredsrisici som følge af deres arbejde.

Let øget risiko for flere mistænkte kræftformer

Undersøgelsesperioden for kræft forløb fra 1968 til og med 2014, og der var 202, 47, 70 og 37 tilfælde af henholdsvis prostata-, testikel- og modermærkekræft samt for non-Hodgkin lymfom (tabel 1). Vi observerede en let øget risiko for henholdsvis prostata-, testikel- og modermærkekræft ved sammenligning med den generelle befolkning på henholdsvis 10 %, 30 % og 24 %, mens risikoen for prostata- og modermærkekræft ved sammenligning med andre lønmodtagere var forøget med henholdsvis 15 % og 28 %. Risikoen for prostata-, testikel- og modermærkekræft var imidlertid ikke forøget ved sammenligning med ansatte i Forsvaret. Vi fandt nogenlunde samme risiko for non-Hodgkin lymfom blandt brandfolkene som i de tre sammenligningsgrupper. Vi observerede i alt 1.071 tilfælde af forskellige former for kræft i undersøgelsesperioden, hvilket afspejler nogenlunde samme risiko som i sammenligningsgrupperne.

¹ Center for Kræftforskning, Kræftens Bekæmpelse

² Arbejds- og Miljømedicinsk Afd., BBH.

Tabel 1. Risiko for kræft blandt danske brandmænd sammenlignet med udvalgte sammenligningsgrupper, 1968-2014.

Kræftformer	Obs.*	Generelle Befolkning		Lønmodtagere		Forsvaret	
		SIR†	95 % CI	SIR†	95 % CI	SIR†	95 % CI
Alle kræftformer ^a	1071	1.02	0.96-1.09	1.07	1.01-1.14	1.01	0.95-1.07
Prostata	202	1.10	0.95-1.26	1.15	1.00-1.32	1.02	0.88-1.17
Testikel	47	1.30	0.97-1.73	1.04	0.78-1.39	0.98	0.73-1.30
Modermærke	70	1.24	0.98-1.57	1.28	1.01-1.61	1.05	0.83-1.33
Non-Hodgkin lymfom	37	0.96	0.69-1.32	0.97	0.70-1.33	0.97	0.70-1.34

*Observationer
†Standardiseret incidens ratio (SIR) med 95 % sikkerhedsintervaller
^a Uden almindelig hudkræft.

Tabel 2. Risiko for hjertekarsygdom blandt danske brandmænd sammenlignet med udvalgte sammenligningsgrupper, 1977-2014.

Hjertekarudfald	Obs.*	Lønmodtagere		Forsvaret	
		SIR†	95 % CI	SIR†	95 % CI
Overordnet hjertekarsygdom	1839	1.10	1.05-1.15	1.02	1.00-1.07
Brystsmerter	815	1.16	1.08-1.24	1.24	1.16-1.33
Blodprop i hjertet	550	1.16	1.06-1.26	1.22	1.12-1.32
Kronisk iskæmisk hjertesygdom	652	1.15	1.06-1.24	1.22	1.13-1.31
Hjerteflimmer/flagren	504	1.25	1.14-1.36	1.08	0.99-1.18

*Observationer
†Standardiseret incidens ratio (SIR) med 95 % sikkerhedsintervaller

Manglende øget risiko ved sammenligning med ansatte i Forsvaret kan skyldes, at brandfolk og ansatte i Forsvaret kan have været udsat for samme type arbejdsmiljøpåvirkninger og/eller livsstilsfaktorer, der øger risikoen for de tre kræftformer. Man kender ikke arbejdsmiljømæssige årsager til testikel- og prostatakræft. Udsættelse for UV-stråler fra sollys og solarie er de væsentligste årsager til modermærkekræft og almindelig hudkræft. Brand-

folk har imidlertid kun øget forekomst af førstnævnte, hvorfor andre påvirkninger end UV-stråling kan være af betydning for den fundne øgede risiko for modermærkekræft. Vi undersøgte også sammenhængen mellem risiko for kræft og ansættelsesvarighed, -type, -tidsperiode og -alder, men resultater fra disse analyser styrkede generelt ikke en sammenhæng med arbejdsmiljøpåvirkninger ved brandbekæmpelse.

DATAINDSAMLING OG SAMMENLIGNINGSGRUPPER

I EPIBRAND er anvendt historisk ansættelsesinformation på danske brandfolk, der er indhentet fra brandvæsener og fagforeninger. Cancerregisteret og Landspatientregisteret er anvendt til at indhente informationer om kræft og hjertekarsygdomme. For at vurdere danske brandfolks sygdomsrisici er flere forskellige sammenligningsgrupper blevet anvendt i undersøgelsen.

En lille øget risiko for hjertekarsygdom

Undersøglesperioden for hjertekarsygdom varede fra 1977 til og med 2014, hvor der i alt var 1.839 brandfolk, der blev behandlet for en hjertekarsygdom på hospitalet. Brandfolkenes risiko for hjertekarsygdom var let øget med 10% ved sammenligning med andre lønmodtagere (tabel 2). Endvidere fandt vi en lettere øget risiko for brystsmerte, blodprop i hjertet, kronisk iskæmisk hjertesygdom og hjerteeflimmer/flagren på henholdsvis 16 %, 16 %, 15 % og 25 %. Vi fandt samme øgede risikomønstre, når ansatte i Forsvaret blev anvendt som sammenligningsgruppe. Risikoen for hjertekarsygdom var særlig øget for fuldtidsansatte, der oftere end frivillige og deltidsansatte deltager i brandslukning, og dermed i højere grad potentielt udsættes for sundhedsskadelige påvirkninger. Sidstnævnte understøtter en sammenhæng mellem hjertekarsygdom og brandfolks arbejde. Brandfolk havde imidlertid ikke som ventet en øget risiko for hjertesygdom under deres ansættelse, men derimod efter endt ansættelse og hvad forklaringen er på det giver undersøgelsen ikke noget svar på.

Behov for mere viden

Overordnet viser EPIBRAND, at mandlige danske brandfolk har let øget forekomst af prostata-, testikel- og modermærkekræft, ligesom det er vist i en række undersøgelser fra andre lande. Undersøgelserne viser også, at brandfolkene har let øget forekomst af hjertekarsygdom, der generelt forekommer væsentlig

hyppigere i den generelle befolkning end kræftsygdommene. Undersøgelser med information om livsstilsfaktorer, som fx rygning, fysisk aktivitet, soludsættelse og kost, vil kunne bidrage til en større afklaring af, hvorvidt påvirkninger i brandfolks arbejde er relateret til en øget risiko for specifikke kræftformer og hjertekarsygdom.

Undersøgelsesdeltagere

Undersøgelsen er gennemført af forskere fra Center for Kræftforskning, Kræftens Bekæmpelse og Arbejds- og Miljømedicinsk Afdeling, Bispebjerg Hospital.

EPIBRAND er finansieret af Arbejds miljøforskningsfonden.

For yderligere information:

Kajsa Petersen: kajpet@cancer.dk

Julie Elbæk Pedersen: juliep@cancer.dk

Johnni Hansen: johnni@cancer.dk

Kilder

1. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. *Painting, Firefighting, and Shiftwork*. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 2010. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 98.)
2. Ugelvig Petersen K, Pedersen JE, Bonde JP et al. *Long-term follow-up for cancer incidence in a cohort of Danish firefighters*. *Occup Environ Med* 2018;75(4):263-9.
3. Pedersen JE, Ugelvig Petersen K, Ebbeløj NE et al. *Incidence of cardiovascular disease in a historical cohort of Danish firefighters*. *Occup Environ Med* 2018;75(5):337-43.

Skjult skimmelsvampevækst i bygninger

Af Sofie Marie Kristensen, Ph.d. og konsulent hos Teknologisk Institut

Skimmelsvampe er allestedsnærværende, både i udeluften og i indeluften, men de bliver et problem for os i det øjeblik, de begynder at vokse i vores bygninger (1-4). Skimmelsvampene udsender partikler og kemiske forbindelser til vores omgivelser. Når vi indånder partikler fra skimmelsvampene, skaber de inflammation i vores luftveje, og vi oplever symptomer som luftvejsgener, hovedpine og træthed. Påvirkningen af vores helbred, fra skimmelsvampenes partikler og kemiske forbindelser, er et komplekst emne, og vi er kun lige begyndt at forstå sammenhængen. Derfor er der også stadig mange ubesvarede spørgsmål.

Dog har flere celle- og dyreforsøg fundet, at prøver med skimmelsvampepartikler er inflammatoriske (5-9). F.eks. har vi under arbejdet med min ph.d. afhandling *"Airborne fungal particles from growth in buildings"* (10) i celleforsøg fundet, at skimmelsvampeprøver, både fra overflader med udtørret vækst og fra fugtige overflader med igangværende vækst, er inflammatoriske (11). Dette tyder på, at det ikke er nok "bare" at stoppe væksten, men at den helt skal fjernes fra vores indeklima for at undgå en negativ påvirkning af vores immunforsvar. Denne viden har faktisk været kendt i mange år. Helt tilbage til Biblen i Tredje Mosebog, kapitel 14, vers 33-48 kan man læse om en renoveringsproces for skimmelsvampevækst i boliger, og dengang blev det ligeledes tilrådt at fjerne bygningsdele med skimmelsvampevækst.

Hos Teknologisk Institut har vi omkring 800 individuelle sager årligt, hvor vi behandler forskellige scenarier af skimmelsvampeproblematikker i bygninger, og her oplever vi ofte, at bygningsbrugere rapporterer gener, der viser sig at stamme fra ældre og udtørrede skader.

De fleste af os har en ide om, at mørke misfarvninger på vægflader eller i vinduerne er noget, man skal være opmærksom på, og når skimmelsvampene vokser synligt i vores boliger, bliver de som oftest også opdaget og fjernet hurtigt. Der, hvor vi virkelig ser en udfordring, er ved skjult skimmelsvampevækst. Skjult skimmelsvampevækst er, når skimmelsvampene gror på overflader i bygninger, hvor vi ikke kan se dem. Det kunne f.eks. være under dit trægulv, bag den indvendige efterisolering på dine ydervægge eller over dit nedhængte loft. Problemet med den skjulte vækst er, at vi ikke kan se den og ofte heller ikke kan lugte den - til gengæld bliver vores helbred påvirket af den. En typisk risikokonstruktion i forhold til skjult skimmelsvampevækst kan være en indvendig efterisolering af en kold ydervæg. Her dannes der et koldt og fugtigt hulrum i konstruktionen, da både opvarmning og luftcirkulation bliver begrænset nær den kolde ydervægsflade, hvilket giver gode kriterier for vækst af skimmelsvampe.

En anden udfordring ved den skjulte vækst er, at den også kan være svær at måle nøjagtigt i vores indeluft. Det vil sige, at vi ikke altid kan være sikre på at kunne måle høje niveauer af skimmelsvampe i luften eller i støvet, selv om der er begrundet mistanke om skjult vækst i bygningen. Det gør, at man som oftest er nødt til at lave åbninger i konstruktionerne for at finde frem til den skjulte vækst. Hvis vi har at gøre med en gammel skade, der er repareret uden at fjerne skimmelsvampen, kan det ydermere være svært rent visuelt, eller ved brug af fugtmålinger, at gisne om, i hvilket område der er størst sandsynlighed for vækst. Det kan derfor til tider være lidt af et detektivarbejde at finde frem til skjulte skimmelsvampeskader i bygninger.



Figur 1: Synlig vækst af skimmelsvampe. Foto: Teknologisk Institut.



Figur 2: Skjult vækst af skimmelsvampe i skillevægskonstruktion. Foto: Teknologisk Institut.

Der er i dag stor diskussion og fokus på nødvendigheden af at identificere hvilken type af skimmelsvamp, der vokser i bygningen - da den uanset art skal fjernes. Men at lige nøjagtig artssammensætningen i en luft- eller støvprøve kan være med til at give os et praj om, hvorvidt der er risiko for skjult vækst af skimmelsvampe i bygningen, er den tankegang, der danner basis for de forholdsvis nye DNA prøver og mere kendte aftryksprøver i støv, hvor man bruger information om artssammensætningen i kombination med niveauet af skimmelsvampe i prøven til at vurdere risikoen for skjult vækst i bygningen. Disse metoder har dog sine begrænsninger, da der erfaringsmæssigt ofte ikke er en sammenhæng mellem de gener, folk oplever ved ophold i bygningen, og resultaterne af disse prøvetagningmetoder. Det er bevist, at skimmelsvampe, udover levedygtige skimmelsvampesporer, ligeledes frigiver mikropartikler til indeklimaet, der indeholder både allergener og mycotoxiner. Disse mikropartikler har vi i dag ikke metoder, der kan måle. At dette forhold kan være årsagen til, at vi ofte oplever en ringe korrelation mellem resultaterne af luft- og støvprøver og de oplevede gener ved ophold i bygninger med skjult skimmelsvampevækst, er en vurdering, som Suzanne Gravesen allerede kommer ind på i en artikel tilbage i 2006 (12).

Det kræver derfor et indgående kendskab til begrænsningerne ved de enkelte prøvetagningmetoder, et indgående kendskab til de mikrobiologiske egenskaber for skimmelsvampearterne, et indgående kendskab til fugtteknik og bygningsfysik samt viden fra registreringer og destruktive indgreb i konstruktionen for at kunne vurdere påvirkningen af indeklimaet fra skjult vækst af skimmelsvampe i en bygning. På Teknologisk Institut udfører vi derfor denne type opgaver på et fagligt grundlag af byggeteknik, fugtteknik og mikrobiologi i et tæt samarbejde på tværs i organisationen med bl.a. vores mikrobiologer.

Hvad gør jeg hvis jeg har mistanke om skimmelsvampevækst i min bolig?

Det er vigtigt at kontakte en fagperson, så snart mistanken opstår - jo hurtigere man griber ind og får stoppet skaden og sat renoveringen i gang, jo mindre vil omfanget af renoveringen være. Bor man til leje, skal man hurtigst muligt anmelde mistanken til sin udlejer, der så kan tage kontakt til en rådgiver.

Hvis din mistanke er opstået på baggrund af visuelle tegn på skimmelsvampevækst, i form af misfarvninger på overfladerne, kan det være en god ide at vedlægge et billede af skaden og omfanget, når du kontakter din udlejer eller en rådgiver. Dette kan være med til at hjælpe sagsgangen godt i gang, da konsulenten får bedre mulighed for at danne sig et indtryk af årsag og omfang forud for besigtigelsen. Er din mistanke opstået på grund af div. helbredsgener, kendskab til vandindtrængen eller indvendig efterisolering af ældre dato, vil det være en stor fordel for konsulenten, hvis man kan give et overblik over forløbet og oplysninger omkring bygningen samt eventuelle vandskader.

Det er altid en god ide at kontakte en fagperson, før man går i gang med en renovering for skimmelsvampevækst, da der er vigtige forholdsregler at overholde både i forhold til beskyttelse af sig selv (13), men også i forhold til at undgå tilbagevendende vækst. Teknologisk Institut er gerne behjælpelig med rådgivning på disse områder.

Hvordan undgår jeg skimmelsvampevækst i min bolig?

Da skimmelsvampe er tilstede overalt i vores klima, og mange af parametrene er opfyldt for vækst i vores boliger, i form af tilstedeværelse af næring (organiske byggematerialer eller blot støv) samt tilfredsstillende temperaturer, er det hovedsageligt kontrol af fugten i såvel indeklimaet som konstruktionerne, vi skal fokusere på for at forebygge skimmelsvampevækst i vores bygninger. Skimmelsvampe skal nemlig bruge væsentligere højere fugtniveauer for at

vækste end det, vi som mennesker har behov for for at føle os tilpasse. I de tilfælde, hvor det er en høj relativ luftfugtighed, der giver anledning til kondensdannelse på kolde overflader med skimmelsvampevækst til følge, vil væksten som oftest være synlig. Det kan i disse tilfælde være en god ide, at man tilpasser sin boligindretning samt udluftnings- og opvarmningsvaner til den bygning, man bor i. Ældre bygninger har som oftest større naturlig udluftning i form af infiltration fra revner og sprækker, men derimod koldere overflader, der gør, at det er uhensigtsmæssigt at indrette sig med møbler op ad ydervægge, hvilket begrænser opvarmning og luftcirkulation i området. Til gengæld kan det være nødvendigt med mere udluftning i nyere bygninger, der oftest er tætte, men som har varmere overflader, der stiller færre krav til indretningen.

Når vi derimod taler om nybyggeri eller renoveringer af ældre huse, hvor man oftest har et stort fokus på energioptimering, er det yderst vigtigt, at man ligeledes indtænker en korrekt fugtteknisk løsning, så man undgår forhøjede fugtniveauer i konstruktionerne med skimmelsvampevækst til følge. I særdeleshed fordi man i disse tilfælde ofte vil opleve, at problemerne opstår skjult i konstruktionerne og derfor måske ikke bliver opdaget, før væksten er forholdsvist omfattende.

Yderligere oplysninger:
Sofie Marie Kristensen
smk@teknologisk.dk

Referenceliste

1. Hulin M, Moularat S, Kirchner S, Robine E, Mandin C, Annesi-Maesano I. *Positive associations between respiratory outcomes and fungal index in rural inhabitants of a representative sample of French dwellings*. Int J Hyg Environ Health 2013;216(2):155-62.
2. Mendell MJ, Mirer AG, Cheung K, My T, Douwes J. *Respiratory and allergic health effects of dampness, mold, and dampness. Related agents: a review of the epidemiologic evidence*. Environ Health Perspectives 2011; 119(6):748-56.
3. Tiesler CMT, Thiering E, Tischer C, Lehmann I, Schaaf B, von Berg A, Heinrich J. *Exposure to visible mould or dampness at home and sleep problems in children: results from the LISAplus study*. Environ Res 2015;137:357-63.
4. Tischer C, Chen C-M, Heinrich J. *Association between domestic mould and mould components, and asthma and allergy in children: a systematic review*. Eur Respir J 2011;38(4): 812-24.
5. Wålinder R, Wieslander G, Norbäck D, Wessen B, Venge P. *Nasal lavage biomarkers: effects of water damage and microbial growth in an office building*. Arch Environ Health An Int J 2001;56(1):30-6.
6. Hirvonen M-R, Ruotsalainen M, Roponen M, HYVÄRINEN A, Husman T, Kosma V-M, Komulainen H, Savolainen K, Nevalainen A. *Nitric oxide and proinflammatory cytokines in nasal lavage fluid associate with symptoms and exposure to moldy building microbes*. Am J Respir Crit Care Med 1999;160(6):1943-6.
7. Purokivi M, Hirvonen M, Randell J, Roponen M, Meklin T, Nevalainen A, Husman T, Tukiainen H. *Changes in pro-inflammatory cytokines in association with exposure to moisture-damaged building microbes*. Eur Respir J 2001;18(6):951-8.
8. Jussila J, Ruotsalainen M, Komulainen H, Savolainen K, Nevalainen A, Hirvonen M-R. *Streptomyces anulatus from indoor air of moldy houses induce NO and IL-6 production in a human alveolar epithelial cell-line*. Environ Toxicol Pharmacol 1999;7(4):261-6.
9. Ruotsalainen M, Hirvonen M-R, Hyvärinen A, Meklin T, Savolainen K, Nevalainen A. *Cytotoxicity, production of reactive oxygen species and cytokines induced by different strains of Stachybotrys sp. from moldy buildings in RAW264. 7 macrophages*. Environ Toxicol Pharmacol 1998;6(3):193-9.
10. Knudsen SM. *Airborne fungal particles from growth in buildings*. Ph.d. Afhandling. Aalborg University Press (2017).

-
11. Knudsen SM, Gunnersen L, Madsen A-M, *Inflammatory potential of low doses of airborne fungi from fungal infested damp and dry gypsum boards*. Building and Environment 2017;125: 475-83.
 12. Gravesen S, *Skimmelsvampe i bygninger – hvad ved vi I dag om deres allergener og toksiner?*. Månedsskrift for praktisk lægegerning (september 2006) pp. 913-1032
 13. Koch AP, Nielsen PA, *Renovering af bygninger med skimmelsvampevækst*. By og Byg Anvisning 205. SBI-forlag (2003).

Kunstig alveole kan forudsige giftighed af imprægneringsprodukter

Af Jorid B. Sørli¹, Emilie Da Silva^{1,2}, Yishi Huang¹, Jitka S. Hansen^{1,3}, Marie Frederiksen¹, Asger W. Nørgaard¹, Niels E. Ebbenhøj^{3,4,5}, Søren T. Larsen¹ og Karin S. Hougaard¹.

Imprægneringsprodukter

Imprægneringsprodukter gør vores liv nemmere. Når de påføres en overflade, bliver denne dækket af en vand- og fedtafvisende film, som gør rengøringen hurtigere og lettere, da smuds og skidt ikke sidder så godt fast. Produkterne findes i mange varianter til brug på forskellige overflader. Alt fra tekstiler og sko til fliser og beton kan behandles, og produkterne anvendes af både professionelle og af private forbrugere. Der findes utallige produkter på markedet, og det kan være svært for brugeren at gennemskue hvad produktet indeholder, og om det kan være farligt.

Udgør imprægneringsprodukter et problem for helbredet?

Har du tænkt ”skidt pyt, det går nok”, og så sprayet din sofa for lukkede vinduer eller dine sko på badeværelset? Så har du måske udsat dig selv for unødigt fare. Imprægneringsprodukter gør nemlig et antal mennesker syge hvert eneste år. Antallet varierer dog meget og årsagssammenhængen kan være svær at påvise. Symptomerne kan variere i styrke og alvorlighed, men opleves ofte som hoste, trykken for brystet, stakåndethed, åndedrætsbesvær, hovedpine, kvalme og feber. Disse symptomer kan være et tegn på, at du har indåndet noget, som påvirker funktionen af din lungesurfaktant (LS; se faktaboks). Hvis det, som indåndes,

påvirker LS, kan symptomerne udvikle sig videre til kemisk lungebetændelse, lungeødem og andre alvorlige tilstande. De fleste forgiftninger med imprægneringsprodukter går heldigvis over af sig selv i løbet af kort tid og efterlader ikke varige men (1,2). Der har dog været tilfælde med længerevarende sygdom efter indånding af imprægneringsprodukter (3,4).

Lungesurfaktant (LS)

LS er en tynd væskefilm, som dækker den del af lungerne, som står for udvekslingen af gasser mellem luften og blodet. Udvekslingen sker i de yderste grene af lungerne, i de respiratoriske bronkioler og alveolerne (lungesækkene). I alveolerne skal iltmolekylerne kun passere 0,6-2 µm væv for at komme fra luften og over i blodet. Det tynde væv er dækket af en endnu tyndere væskefilm (0,1 µm tyk), surfaktanten. De celler, som producerer, lagrer og udskiller LS, hedder ”type II pneumocytter”. Surfaktanten består af 90 % fedtstoffer - primært fosfolipider og en mindre del kolesterol. Surfaktantproteiner (SP) udgør de resterende 10 procent. En af surfaktantens vigtigste roller er at sænke overfladespændingen i alveolerne. Det sker, når surfaktantlaget bliver komprimeret i forbindelse med udånding. Surfaktant indeholder 4 proteiner med en kendt funktion. SP-A og SP-D har en immunregulatorisk funktion, mens de to små hydrofobe proteiner, SP-B og SP-C, spiller en meget vigtig rolle i sænkningen af overfladespændingen. SP-B og -C proteinerne hjælper nemlig fosfolipiderne med at lægge sig i overfladen mellem luft og væske, så der opstår en dynamisk overfladespænding, når lungerne skiftevis spiles ud og trykkes sammen under ind- og udånding.

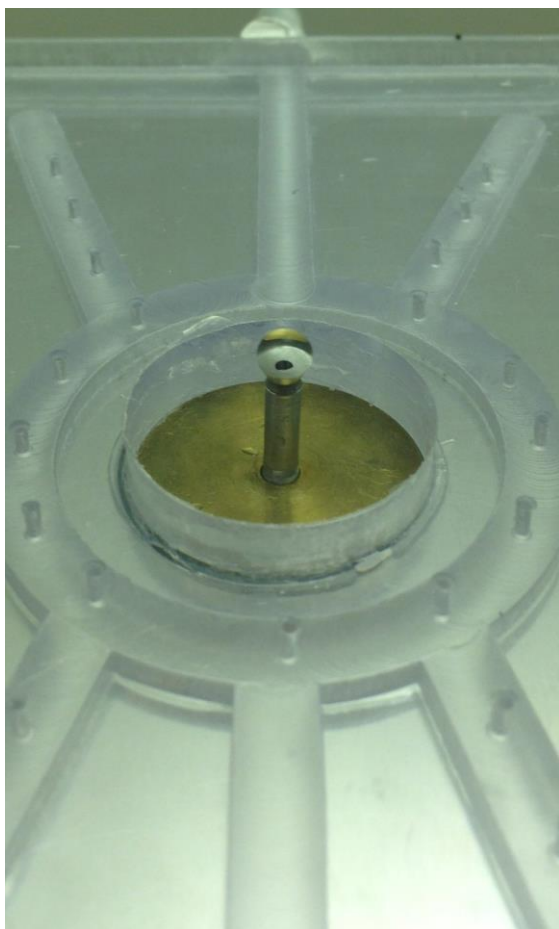
¹ Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø

² DTU Miljø

³ Syddansk Universitet

⁴ Arbejdsmedicinsk Klinik, Bispebjerg Hospital

⁵ Giftlinjen, Bispebjerg Hospital



En dråbe lungesurfaktant kan eksponeres for imprægneringsprodukter, mens overfladespændingen konstant overvåges.

Hvad er det, som er giftigt?

Hvorfor er nogle produkter giftige, mens andre bruges år efter år uden problemer? Vores forskningsresultater tyder på, at svaret ligger i, at de giftige produkter reagerer med LS (se faktaboksen om LS). LS er en vital del af lungernes opbygning, som tit bliver overset. LS udgør en tynd væskefilm, som dækker overfladen af de respiratoriske bronkioler og, alveolerne. LS interagerer med alle partikler, som når dybt ned i lungerne, da LS udgør den første barriere mellem luften og blodet.

Lungesurfaktantens funktion

LS har en vital funktion i lungerne, da den regulerer overfladespændingen (se faktaboks

om overfladespænding) under vejtrækningen. En normalt fungerende lunge har en lav overfladespænding, som reduceres yderligere ved udånding. Dette reguleres af LS. Uden den lave overfladespænding vil alveolerne klappe sammen og de små forgreninger blive fyldt med væske. Resultatet er, at noget, som normalt kræver minimalt med energi, nemlig at trække vejret, bliver hårdt arbejde. Vores hypotese er, at det er de imprægneringsprodukter, som forstyrrer funktionen af lungernes surfaktant, som er giftige at indånde. Funktionen af LS i alveolen kan simuleres i laboratoriet i en reagensglasmetode, en såkaldt "kunstig alveole", der hedder "constrained drop surfactometer".

Overfladespænding

Molekylerne i en væske tiltrækker hinanden. Styrken af denne tiltrækningskraft afgør, hvilken overfladespænding en væske har. Vand har en meget høj overfladespænding, da vandmolekyler tiltrækkes kraftigt af hinanden. Fordi molekylerne "holder så godt sammen", skal der meget til at bryde overfladen. Hvis en vanddråbe gøres mindre, så overfladen presses sammen, vil overfladespændingen ikke ændre sig. I lungerne derimod sænker LS overfladespændingen i grænsefladen mellem væske og luft. Blandingen af fosfolipider og surfaktantproteiner har en dynamisk overfladespænding, sådan at overfladespændingen sænkes yderligere ved kompression.

Den kunstige alveole

Funktionen af LS kan evalueres i instrumentet "constrained drop surfactometer" (CDS). I instrumentet sættes en lille dråbe LS (10 µl) på en piedestal i et kammer - dråben udgør en efterligning af alveolen. Piedestalen er hul, så dråben kan gøres større og mindre ved at tilføre og fjerne væske med en sprøjte, hvorved ind- og udånding kan efterlignes. CDSen tager hele tiden billeder af dråben, og ud fra dråbens form kan et program beregne dråbens overfladespænding.

I lungerne bliver LS udsat for imprægneringsprodukterne i form af små dråber (aerosoler).

For at teste effekten af imprægneringsprodukter laver man først en spraytåge (aerosol) af produktet. Dernæst bliver aerosolen ledt ind i kammeret, hvor dråben med LS "ånder". Ved at lede en konstant strøm af aerosoliseret produkt ind i kammeret kan vi måle, om og hvornår dråben bliver påvirket af produktet.

Akut giftighed i forsøgsdyr

I dag er det kun regulatorisk accepteret at bruge forsøgsdyr til at teste akut giftighed ved inhalation af imprægneringsprodukter (OECD test guideline 403/436). Dyremodellen for test af akut inhalationstoksicitet er baseret på OECD guidelines, hvor mus eller rotter skal indånde testmaterialet i op til 4 timer. Dyrene observeres derefter i 14 dage. På basis af resultaterne kan en såkaldt LC_{50} udledes. LC_{50} er den koncentration af stoffet, som betyder, at halvdelen af de eksponerede dyr dør inden for 14 dage (Lethal Concentration 50 %). Forsøgssopstillingen kan indebære meget ubehag, smerte og lidelse for dyrene. Det er ikke længere tilladt at udføre LC_{50} -forsøg i Danmark, fordi lovgivningen for brug af forsøgsdyr er blevet strammet, så dyrene ikke må udsættes for en påvirkning, som fører til deres død. Denne type forsøg frarådes også i resten af Europa (EU direktiv 2010/63).

En mere skånsom måde at bestemme toksicitet i mus

Vi har testet, om produkter er giftige at indånde på en mere skånsom måde end beskrevet ovenfor, idet begyndende tegn på toksicitet blev anvendt som endepunkt i stedet for død. Vi ved fra tidligere forsøg, at en hurtig og kraftig reduktion i den mængde luft, som musene ånder ind ved hvert åndedrag (tidalvolumen), er et tegn på lungeskade. Reduktionen af tidalvolumet er en konsekvens af at dele af lungerne er klappet sammen. Hvis musene igen får frisk luft at indånde, forsvinder lungeskaden ikke. Hvis musene får lov at leve videre, er skaderne dødelige. Vi har derfor aflivet alle dyr efter endt forsøg. Udviste dyr en påvirkning under forsøget, blev de aflivet med det samme.

Kan den kunstige alveole forudsige hvad der sker, når dyr indånder produkterne?

Vi satte os for at teste vores hypotese: at LS er det første, der tager skade, når et giftigt imprægneringsprodukt indåndes. Vi testede derfor 21 produkter, både i den kunstige alveole og i en dyremodel som beskrevet ovenover, for at se, om produkterne påvirkede funktionen af LS (5). Ud fra resultaterne i den kunstige alveole kunne vi dele produkterne op i, om de var toksiske eller ikke-toksiske for LS. Derefter blev mus udsat for spraytåger af de samme produkter, imens deres vejtrækning blev nøje overvåget. Dyrene startede med at blive eksponeret for en lavere koncentration af spraytåge end den, der var vist at hæmme LS i den kunstige alveole, når produktet ikke tidligere havde været testet i dyr. Senere blev koncentrationen øget, indtil vi kunne se, at tidalvolumen faldt eller den højest mulige koncentration af spraytåge var genereret. Derefter blev dyrene straks aflivet. Der var en stærk sammenhæng mellem imprægneringsprodukter, som ødelagde LS i den kunstige alveole, og de, som var skadelige for musene:

- Alle de produkter, som var skadelige for musene, blev også klassificeret som giftige i den kunstige alveole (13 af de 21 produkter). Det vil sige, at modellen ikke fejlagtigt klassificerede produkter som ufarlige, når de var giftige for mus.
- Tre af produkterne påvirkede LS i den kunstige alveole, men påvirkede ikke musenes vejtrækning - selv ved den højeste koncentration det var muligt at generere i musenes indåndingsluft. Der var således en 38 % (3 ud af 8 produkter) chance for at et produkt blev klassificeret som giftigt i den kunstige alveole, selvom det ikke var giftigt i mus.

Fra reagensglas til dyr, så til mennesker?

Vi har haft muligheden for at arbejde med imprægneringsprodukter, som har skadet mennesker, gennem samarbejde med Giftlinjen i Danmark (<https://www.bispebjerghospital.dk/giftlinjen>) og med andre forskere i Europa. Vi ved derfor med sikkerhed, at 6 af de 21 testede produkter

er giftige for mennesker. Alle disse produkter hæmmede funktionen af LS i den kunstige alveole og var tillige giftige for musene.

Hvad nu?

Nu har vi en model, som kan forudsige, hvad der sker i mus, baseret på om produktet hæmmer LS-funktionen. Den kunstige alveole er dog for øjeblikket mere sensitiv end musene, da nogle produkter hæmmede surfaktantfunktionen i den kunstige alveole, men ikke påvirkede musene. Så hvad er det næste skridt? Allerede nu kan modellen bruges som en screeningsmetode til at skelne mellem produkter, der påvirker eller ikke påvirker LS-funktionen. Metoden kan på sigt måske erstatte OECDs guidelines for akut lungegiftighed. Før modellen bliver et accepteret alternativ til de gældende metoder, skal det dokumenteres, at metoden er lige så god eller bedre. For imprægneringsprodukter fungerer metoden rigtig godt. Den er også blevet brugt til at studere lægemidler, som inhaleres af personer med astma (5). Sådan medicin bruges hver dag; så vi ved, at den er sikker at inhalere – og den kunstige alveolemetode viste heller ingen hæmning af LS funktion. Næste skridt er derfor at undersøge, om metoden også kan bruges til andre kemikaliegrupper. Dette arbejde er vi i gang med; Emilie Da Silva er påbegyndt et ph.d.-projekt i et samarbejde mellem DTU Miljø og Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø, hvor hun vil undersøge udvalgte kemikaliers effekt på LS-funktionen i CDSen.

Yderligere information:

Jorid B. Sørli

Jbs@nfa.dk

Referencer

1. Lazor-Blanchet C, Rusca S, Vernez D et al. *Acute pulmonary toxicity following occupational exposure to a floor stain protector in the building industry in Switzerland*. Int Arch Occup Environ Health 2004;77:244-8. doi:10.1007/s00420-004-0505-6.
2. Duch P, Nørgaard AW, Hansen JS et al. *Pulmonary toxicity following exposure to a tile coating product containing alkylsiloxanes. A clinical and toxicological evaluation*. Clin Toxicol(Phila)2014;52:498-505. doi:10.3109/15563650.2014.915412.
3. Burkhart KK, Britt A, Petrini G et al. *Pulmonary toxicity following exposure to an aerosolized leather protector*. J Toxicol Clin Toxicol 1996;34:21-4.
4. Sørli JB, Huang Y, Da Silva, E et al. *Prediction of acute inhalation toxicity using in vitro lung surfactant inhibition*. ALTEX 2017 doi:10.14573/altex.1705181.
5. Sørli JB, Da Silva E, Backman P et al. *A Proposed in vitro Method to Assess Effects of Inhaled Particles on Lung Surfactant Function*. Am J Respir Cell Mol Biol 2015;54:306-11. doi:10.1165/rcmb.2015-0294MA

Nye kontaminanter i Arktis – resultater fra en ny AMAP rapport

Af Katrin Vorkamp¹, Frank F. Rigét^{1,2}, Jennifer E. Balmer^{3,4}, Derek Muir⁵, Cynthia de Wit⁶, Simon Wilson³.

Indledning

Det arktiske overvågnings- og vurderingsprogram (Arctic Monitoring og Assessment Programme, AMAP) er en af seks arbejdsgrupper under Arktisk Råd. AMAPs formål er bl.a. at overvåge forureningen af det arktiske miljø, at vurdere effekten af forureningen og at rapportere og rådgive om miljøtilstanden i Arktis. En vigtig del af arbejdet tilkommer koordineringen mellem de arktiske lande, dvs. USA (Alaska), Canada, Kongeriget Danmark, Island, Norge, Sverige, Finland og Rusland. I vurderingsprocesserne samles data fra alle de arktiske lande til en cirkumpolar vurdering af et af AMAPs indsatsområder, f.eks. svært nedbrydelige organiske kontaminanter (persistent organic pollutants, POP). Andre indsatsområder er human sundhed, biologiske effekter, tungmetaller, klimaændringer etc.

Inden for POP-indsatsområdet har AMAP tidligere udgivet følgende rapporter:

- Arctic Pollution Issues (1)
- AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic (2)

- AMAP Assessment 2009: Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic (3)
- AMAP Assessment 2015: Temporal Trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic (4)

Rapporterne er blevet mere og mere specialiserede i takt med at datamængden og viden om kontaminanter i Arktis er øget. Derfor er der nu udgivet en særskilt rapport om nye kontaminanter i Arktis, med titlen:

- AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern (5).

Denne rapport sammendrager og vurderer data på alle de stoffer, hvor der som udgangspunkt ikke gennemføres systematisk overvågning, der vil tillade en gennemgang og vurdering i tidstrendsrapporten (4). "Nye kontaminanter" er derfor ikke en helt præcis gengivelse af konceptet, idet rapporten også omfatter kendte og til dels udfasede stoffer (f.eks. polyklorerede naftalener, PCN), men det begrænsede datagrundlag betyder, at stofferne først nu kan vurderes i forhold til deres forekomst i Arktis.

Forekomsten af organiske kontaminanter i Arktis og specielt deres ophobning i fødekæder har også altid været en eksponerings- og sundhedsproblematik. Selvom kontaminantniveauet i det arktiske miljø er lavt, sammenlignet med f.eks. Europa, kan menneskenes kontaminanteksponering være højest i Arktis, hvis deres kost omfatter dyr fra høje trofiske niveauer, f.eks. marine pattedyr og havfugle, som har et højt indhold af POP'er (6). Derfor er det vigtigt at undersøge, om nye kontaminanter i Arktis har POP-lignende egenskaber, dvs. en ophobning i arktiske fødekæder.

¹ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, 4000 Roskilde, Danmark.

² Grønlands Naturinstitut, 3900 Nuuk, Grønland.

³ Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 9296 Tromsø, Norge.

⁴ The Citadel, Department of Biology, Charleston, SC, 29409, USA.

⁵ Environment and Climate Change Canada, Burlington, ON, L7R 4A6, Canada.

⁶ Stockholm University, Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, 10691 Stockholm, Sverige.

Tabel 1: Kriterier for klassificering af organiske kontaminanter som POP- eller PBT-forbindelser i hhv. Stockholm Konventionen og EU REACH.

	POP (Stockholm Konventionen)	PBT (EU REACH)
Persistens (P)	$t_{1/2}$ vand > 60 dage, $t_{1/2}$ jord/sediment > 6 måneder eller anden evidens	$t_{1/2}$ saltvand > 60 dage, $t_{1/2}$ ferskvand > 40 dage, $t_{1/2}$ jord/ferskvandssediment > 120 dage eller $t_{1/2}$ mar. sediment > 180 dage
Bioakkumulering (B)	BCF > 5000, $\log K_{OW}$ > 5 eller overvågningsdata	BCF > 2000
Toksicitet (T)	Toksicitets-/Økotoksicitetsdata	NOEC ₁₀ < 0.01 mg/l, CMT klassificering eller anden evidens af kronisk toksicitet
Lang-distance transport	$t_{1/2}$ luft > 2 dage, overvågningsdata eller multimedia- modelleringsdata	-

$t_{1/2}$: Halveringstid. BCF: Bioconcentration factor. K_{OW} : Octanol-water partition coefficient. NOEC: No observed effect concentration. CMT: Carcinogenic, mutagenic, toxic for reproduction.

Stockholm Konventionen og EU REACH

Da de fleste organiske kontaminanter frigives i industri-, landbrugs- og byområder ved lavere breddegrader, er forekomsten i det tyndt beboede Arktis som udgangspunkt en indikation på stoffernes lang-distance transport. Denne parameter indgår i reguleringsprocessen under Stockholm Konventionen (Tabel 1). Andre parametre er persistens (P), bioakkumulering (B) og toksicitet (T), som også kan vurderes vha. arktiske data, f.eks. fra fødekædeundersøgelser. PBT er også et vigtigt kriterium i den europæiske kemikalie-regulering under REACH (Tabel 1). Rapporten inkluderer også nogle stoffer, som sandsynligvis ikke transporteres over lange afstande, men frigives lokalt.

Nye kontaminanter

Rapporten omfatter en gennemgang af 17 stoffer og stofgrupper, inkl. mikroplastik (Tabel 2). Derudover indeholder rapporten et kapitel om biologiske og toksikologiske effekter, et afsnit om identificeringen af endnu ukendte kontaminanter vha. modelværktøjer samt et afsnit med konklusioner og anbefalinger. Tabel 2 beskriver også stoffernes reguleringsstatus i forhold til Stockholm Konventionen. De seneste ændringer i Stockholm Konventionen skete, mens AMAP-rapporten var under udarbejdelse.

Enkelte stofgrupper omfatter flere enkeltstoffer eller undergrupper. PFAS, for eksempel, opdeles typisk i perfluorerede carboxylsyrer (PFCA), perfluorerede alkylsulfonater (PFSA), fluorotelomeralkoholer (FTOH), som er udgangsstoffer ("precursors") for PFCA'er, og en række andre undergrupper. Gruppen af bromerede flammehæmmere (BFR) omfatter mange kemisk forskellige grupper og enkeltstoffer. Som beskrevet før, fokuserer rapporten på nye kemikalier og stoffer, der ikke indgår i overvågningsprogrammerne. Den handler derfor kun i begrænset omfang om f.eks. PFOS, PFOA eller PBDE'er (Tabel 2), som primært bruges til at sætte de nye resultater i perspektiv.

De nye stoffer har til fælles, at deres kemiske bestemmelse ikke er ligeså veletableret som for POP'er. For stoffer, der forekommer i forbrugerprodukter, f.eks. flammehæmmere, phthalater og siloxaner, kan prøvekontaminering være et stort problem, både på transporten fra Arktis og i laboratoriet. Samtidig er de fleste koncentrationer betydeligt lavere end POP-koncentrationerne. Parallelt med vidensopbygningen om de nye kontaminanter i Arktis kan der altså forventes en analysekemisk videreudvikling.

Tabel 2: Listen over nye kontaminanter, der er gennemgået i AMAP-rapporten (5), samt reguleringsstatus i forhold til Stockholm Konventionen (og år for tilføjjelsen).

Navn	Engelsk navn i rapporten	Forkortelse	Stockholm Konvention
Per- og polyfluorerede alkylforbindelser	Per- and polyfluoroalkyl substances	PFAS	PFOS (begrænset, 2009); PFOA og PFHxS (under behandling)
Bromerede flammehæmmere	Brominated flame retardants	BFR	PBDE (2009; 2017); HBCD (2013)
Klorerede flammehæmmere	Chlorinated flame retardants	CFR	-
Fosforflammehæmmere (og blodgørere)	Organophosphate-based flame retardants and plasticizers	PFR	-
Phthalater	Phthalates	-	-
Kortkædede klorerede paraffiner	Short-chain chlorinated paraffins	SCCP	SCCP med en C ₁₀ -til C ₁₃ -kædelængde og > 48% Cl (2017)
Siloxaner	Siloxanes	-	-
Lægemidler og personlige plejeprodukter	Pharmaceuticals and personal care products	PPCP	-
Polyklorerede naftalener	Polychlorinated naphthalenes	PCN	2013
Hexaklorbutadien	Hexachlorobutadiene	HCBd	2015
Pesticider	Current-use pesticides	CUP	Endosulfan (2011); dicofol (under behandling)
Pentaklorfenol og pentakloranisol	Pentachlorophenol and pentachloroanisole	PCP and PCA	PCP (2015)
Organotin-forbindelser	Organotins	-	-
Polycykliske aromatiske kulbrinter	Polycyclic aromatic hydrocarbons	PAH	-
Utilsigtet producerede polyklorerede bifenyls	"New" unintentionally generated polychlorinated biphenyls	Byproduct PCBs	PCB (2004)
Halogenerede naturlige produkter	Halogenated natural products	HNP	-
Mikroplastik	Microplastics	-	-

PFOS: Perfluorooctansulfonat; PFOA: Perfluorooctansyre; PFHxS: Perfluorhexansulfonat; PBDE: Polybromerede diphenyl ether; HBCD: Hexabromcyclododecan

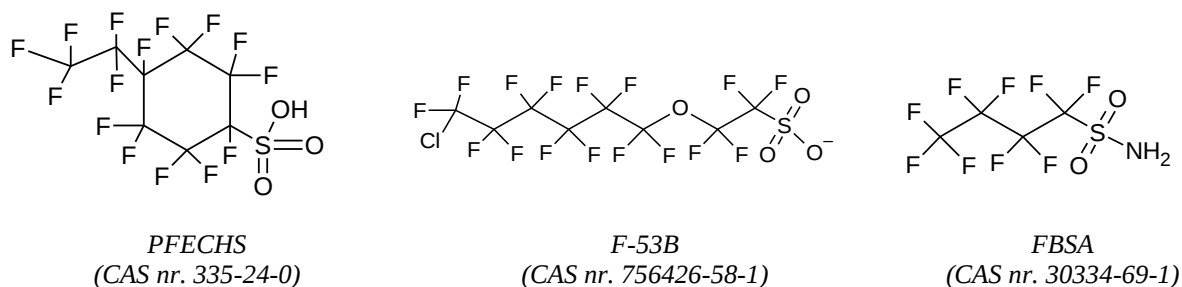
Udvalgte resultater

Pga. de mange resultater, der præsenteres i rapporten, vil der kun blive vist et udvalg i denne artikel.

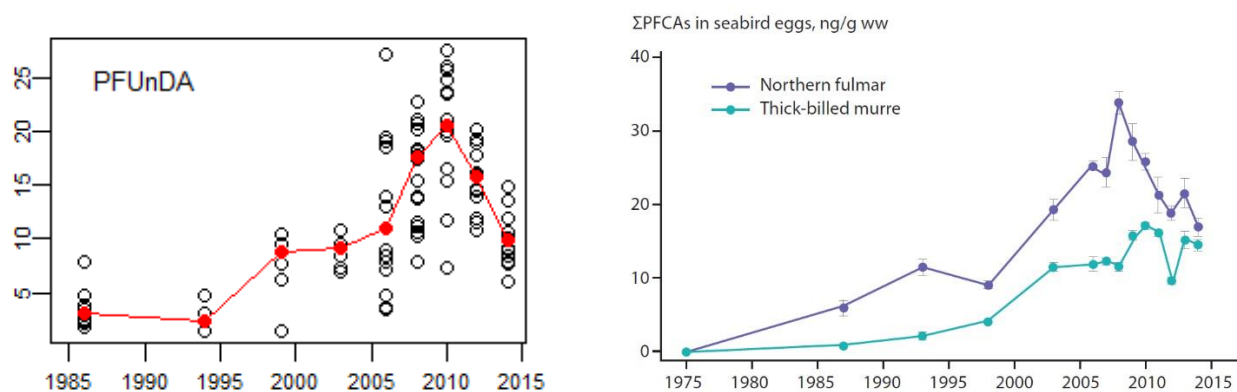
Per- og polyfluorerede alkylforbindelser (PFAS)

Siden den seneste AMAP-vurdering af PFAS-forbindelser (7) er der fundet nogle nye perfluorerede stoffer i Arktis, såsom perfluoro-4-ethylcyclohexane (PFECHS), 6:2 chloro-

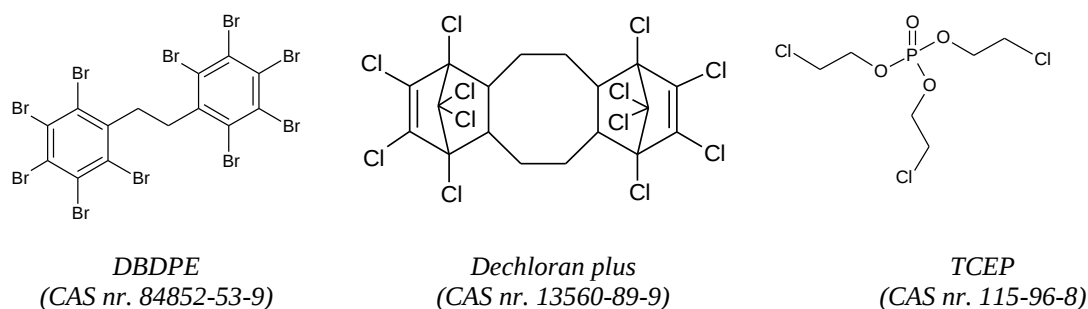
polyfluorinated ether sulfonic acid (F-53B) og perfluorobutane sulfonamide (FBSA) (engelske navne, Figur 1). Kemisk er PFECHS en cyklisk analog til PFOS og primært brugt i hydrauliske væsker i flyvemaskiner (8). F-53B er et erstatningsstof for PFOS, som er blevet betegnet "et kinesisk PFOS alternativ" (9). FBSA er "precursor" til perfluorbutansulfonat (PFBS).



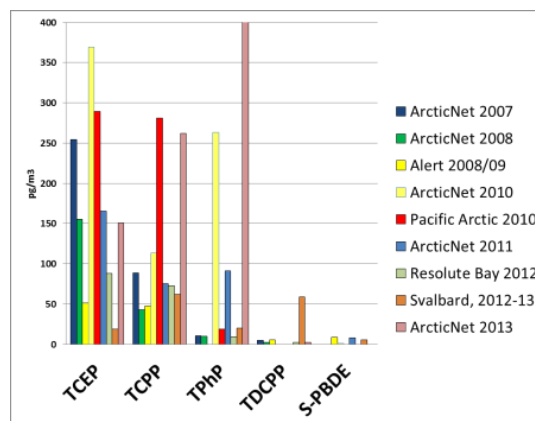
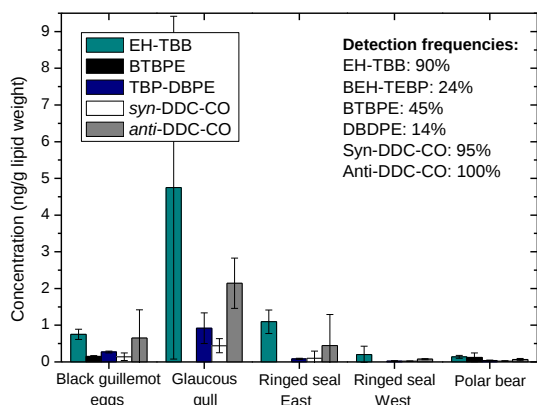
Figur 1: Kemiske strukturer for perfluoro-4-ethylcyclohexane (PFECHS), 6:2 chloro-polyfluorinated ether sulfonic acid (F-53B) og perfluorobutane sulfonamide (FBSA).



Figur 2: Tidsserier for perfluorundecansyre (perfluoroundecanoic acid, PFUnDA) (ng/g vådvægt) i ringsællever fra Østgrønland (til venstre, opdateret fra (10)) og ΣPFCA (ng/g vådvægt) i havfugleæg fra den canadiske del af Arktis (til højre (11)). Figuren til højre er gengivet med tilladelse fra AMAP (5).



Figur 3: Kemiske strukturer for decabromodiphenylethane (DBDPE), dechloran plus (DDC-CO) og tris(2-chlorethyl)fosfat (tris(2-chloroethyl) phosphate, TCEP).



Figur 4: Nye bromerede og klorerede flammehæmmere (ng/g lipidvægt) i havfugle og marine pattedyr fra Grønland (til venstre, (14)) og koncentrationer af fosforholdige flammehæmmere (PFR) (pg/m³) i atmosfæren i Arktis, sammenlignet med ΣPBDE (til højre). PFR-data (15-18). Figuren til højre er udarbejdet af Robert Letcher, Environment and Climate Change Canada.

PFECHS og FBSA indgik i flere canadiske undersøgelser og kunne påvises i forskellige miljøprøver. For PFECHS var det arktiske søer (med og uden potentielle forureningskilder, dvs. lufthavne) (12) samt ringsæler og isbjørne, for FBSA var det kun isbjørne. F-53B blev undersøgt i biotaprøver fra Grønland og detekteret i ringsæler og spækhuggere (13). Koncentrationerne var generelt lave, men som sagt indikerer forekomsten i arktiske dyr lang-distance transport og bioakkumulering.

Langkædede PFCA-forbindelser (C₈-C₁₆) er påvist i en række arktiske dyr, såsom havfugle, ferskvandsfisk, sæler, isbjørne og rensdyr. Med stigende C-længde akkumulerer disse stoffer i stigende grad i fedtholdigt væv, mens kortkædede PFAS-forbindelser primært kan påvises i lever. Nogle af de langkædede PFCA'er er steget i koncentration i Arktis, men har de seneste år vist faldende koncentrationer (Figur 2). De kortkædede PFCA-forbindelser (C₄-C₇) derimod er primært fundet i abiotiske medier, såsom vand, sne og luft, og forekommer ikke i samme udstrækning i arktiske dyr. De ser altså ud til at bioakkumulere i mindre omfang.

Flammehæmmere (FR)

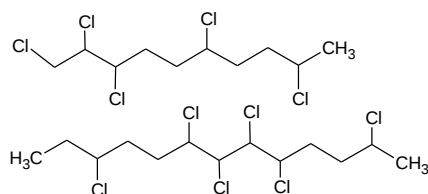
Mens tidligere vurderinger fokuserede på PBDE'er, HBCD og tetrabrombisphenol A (TBBPA) (19), giver rapporten nu et overblik over andre BFR samt klorholdige og fosforbaserede FR, som er blevet påvist i arktiske prøver i de seneste år. Figur 3 viser nogle eksempler for denne stofgruppe.

Flere af de halogenerede FR er påvist i arktiske dyr, om end i lavere koncentrationer end der var tilfældet for PBDE'er og HBCD i lignende prøver (Figur 4). PFR-forbindelserne er ikke undersøgt i samme omfang i arktiske dyr, men de foreliggende data tyder ikke på udpræget bioakkumulering (20). Enkelte PFR er påvist i fisk, fugle, sæler og isbjørne, men koncentrationerne var typisk tæt på detektionsgrænserne og lavere end for BFR. Derimod er koncentrationen af PFR i atmosfæren meget højere end koncentrationen af PBDE'er (Figur 4). Der sker altså en betydelig transport af PFR til Arktis, som dog ikke nødvendigvis fører til stoffernes bioakkumulering i fødekæder. De nye BFR undersøges også i atmosfæren, på den canadiske målestation Alert, hvor en tidsserie er under opbygning.

Rapporten indeholder også en opdatering af den arktiske viden om BDE-209 (også kaldet DecaBDE), HBCD og TBBPA. BDE-209 er meget hydrofob og forekommer stadigvæk i høje koncentrationer i luft (sandsynligvis partikelbundet) og sediment, men i mindre omfang i marine dyr. TBBPA er den kommercielt betydningsfulde flammehæmmer, men da den bruges som reaktiv FR, dvs. den er kemisk bundet til det polymermateriale, der skal brandbeskyttes, frigives den tilsyneladende ikke i samme omfang til miljøet. Der var kun få arktiske undersøgelser for TBBPA, der generelt viste lave koncentrationer. HBCD er fortsat tilstede i det arktiske miljø, men enkelte undersøgelser er begyndt at vise faldende koncentrationer (21).

Kortkædede klorerede paraffiner (SCCP)

SCCP'er er en kompleks blanding af klorholdige paraffiner (alkaner), som varierer i længden på kulstofkæden, kloreringsgrad samt Cl-positionerne på molekylet (Figur 5). Som beskrevet i Tabel 2, er det blandingen af C₁₀-C₁₃-alkaner med en samlet kloreringsgrad > 48%, der nu er omfattet af Stockholm Konventionen. Derudover findes der "medium-chain" and "long-chain chlorinated paraffins" (MCCP; LCCP) med tilsvarende længere kulstofkæder.



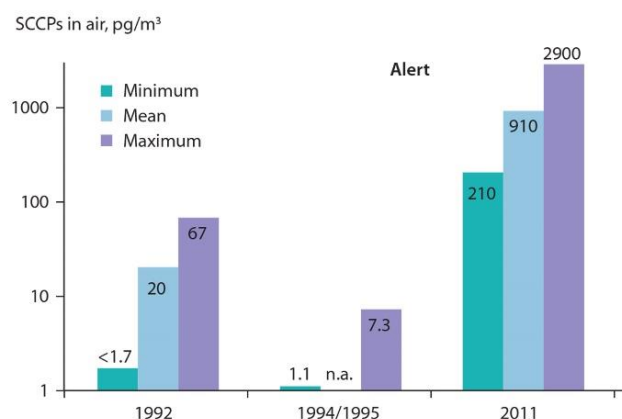
Figur 5: Kemisk struktur af to SCCP-enkeltstoffer (C₁₀H₁₇Cl₅ og C₁₃H₂₂Cl₆), som vist i AMAP (2017) (5).

SCCP'erne har haft en bred industriel anvendelse, f.eks. som tilsætningsstoffer i metalbearbejdning, lim og bindemidler, maling, gummi etc. samt blødgørere og flammehæmmere. Produktionen i Nordamerika, Europa og Japan steg frem til 1990'erne, men har sidenhen været stagnerende

eller faldende. Til gengæld er produktionen i Kina steget betydeligt i dette tidsrum, fra nogle tusinde tons i starten af 1990'erne til ca. 600.000 tons i 2006 og ca. en million tons i 2009 (22,23). Som Tabel 2 viser, er forbuddet ret nyt og gælder kun for SCCP'er, ikke for MCCP'erne eller LCCP'erne.

Selvom SCCP'erne har været på markedet længe, foreligger der kun få data - hvilket muligvis også blokerede reguleringsprocessen under Stockholm Konventionen, hvor SCCP'erne allerede var blevet nomineret i 2006. Årsagen er stofblandingskompleksitet, som besværliggør den analysekemiske bestemmelse (24). Nye højopløsende massepektrometriske (MS) teknikker tillader en bedre adskillelse end traditionelle MS-analyser, men kvantificeringen sker fortsat primært overfor tre tekniske blandinger. Mens nøjagtige absolutte koncentrationer stadigvæk er en udfordring, kan resultaterne fra det samme laboratorium bruges relativt, f.eks. viser prøver fra den canadiske målestation Alert højere koncentrationer nu end i 1990'erne (Figur 6). Denne stigning ses også i en sedimentkerne fra den canadiske Arktis (25), men ikke i hvidhvaler fra Canada (26). Koncentrationsudviklingen er dermed stadigvæk usikker og vil kræve mere systematisk overvågning, som også kunne belyse, om SCCP'ernes regulering fører til faldende koncentrationer i miljøet.

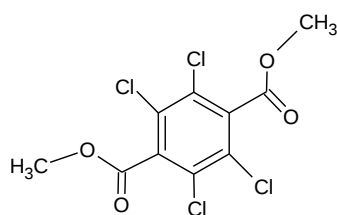
Selvom koncentrationerne ofte angives som semikvantitative, kan det fastslås, at SCCP'erne er påvist i flere arktiske dyr, f.eks. fisk, havfugle, sæler og isbjørne (30-32). En norsk undersøgelse har fundet tegn på biomagnificering (33), se nedenstående afsnit (Figur 11). SCCP-koncentrationerne virker tit højere end koncentrationer for velundersøgte POP'er (Tabel 3), men de nøjagtige koncentrationer er som sagt usikre.



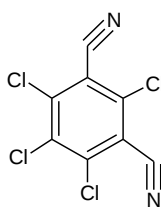
Figur 6: SCCP koncentrationer (pg/m³) i atmosfæren i Arktis, målt på den canadiske målestation Alert (27-29).. Figuren er gengivet med tilladelse fra AMAP (5).

Tabel 3: SCCP-koncentrationer (pg/m³) sammenlignet med andre organiske kontaminanter på Mt. Zeppelin-målestationen på Svalbard (34). Resultaterne er fra 2014.

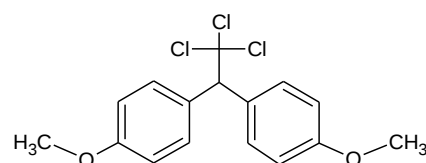
Stof eller stofgruppe	Koncentration (pg/m ³)
SCCP'er	240
Hexachlorbenzen (HCB)	83
ΣPCB	3,3
DDT og nedbrydningsprodukterne	0,6
HCH isomerer	5,7
ΣPBDE	1,1
ΣPAH	1433



Dacthal
(CAS nr. 1861-32-1)



Chlorthalonil
(CAS nr. 1897-45-6)



Methoxychlor
(CAS nr. 72-43-5)

Figur 7: Kemiske strukturer for pesticiderne dacthal, chlorthalonil og methoxychlor.

Pesticider

Rapporten indeholder et kapitel om pesticider, som aktuelt er i brug ("current-use pesticides"). Insekticidet endosulfan indgår også i denne analyse, selvom endosulfan kom på Stockholm Konventionen i 2011 (Tabel 2), mens DDT, toxaphen og andre globalt regulerede pesticider er gennemgået i AMAP-vurderingen af tidstrends (4). Pesticiderne var tidligere blevet vurderet af AMAP (35,36), og denne opdatering bekræfter og udvider de tidligere resultater: Herbiciderne dacthal og trifluralin, fungiciderne pentaklorfenol, pentakloranisol, pentaklornitrobenzen og chlorthalonil samt insekticiderne chlorpyrifos, diazinon, methoxychlor og endosulfan kunne detekteres i arktiske prøver, primært i abiotiske medier. Eksempler fra hver gruppe er vist med deres kemiske strukturer i Figur 7.

Derudover er der påvist syv nye pesticider i arktiske luftprøver, hvilket indikerer deres lang-distance transport og persistens (engelske navne):

- 2-Methyl-4-chloro-phenoxyacetic acid (MCPA) (CAS nr. 94-74-6)
- Metribuzin (CAS nr. 21087-64-9)
- Pendimethalin (CAS nr. 40487-42-1)
- Phosalone (CAS nr. 2310-17-0)
- Quizalofop-ethyl (CAS nr. 76578-14-8)
- Tefluthrin (CAS nr. 79538-32-2)
- Triallate (CAS nr. 2303-17-5)

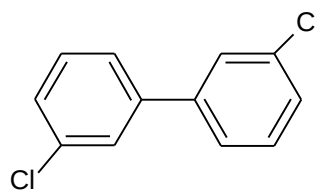
Dicofol (CAS nr. 115-32-2/10606-46-9), som p.t. evalueres med henblik på regulering under Stockholm Konventionen, er ligeledes påvist i arktiske luftprøver og i havvand (37). Da den kemiske analyse er udfordrende, foreligger der kun få måledata fra Arktis, og vurderingen af lang-distance transport og persistens er primært baseret på emissions- og transportmodeller. Produktionsmængden for dicofol har været faldende, men stoffet er også genstand for diskussion, fordi det kan indeholde rester af *o,p'*-DDT fra produktionsprocessen (38). For de fleste pesticider undersøgt i denne rapport viser luftmålingerne en faldende tendens. Men der er store udsving mellem årene, og der

foreligger kun resultater for få af de mange pesticider i brug.

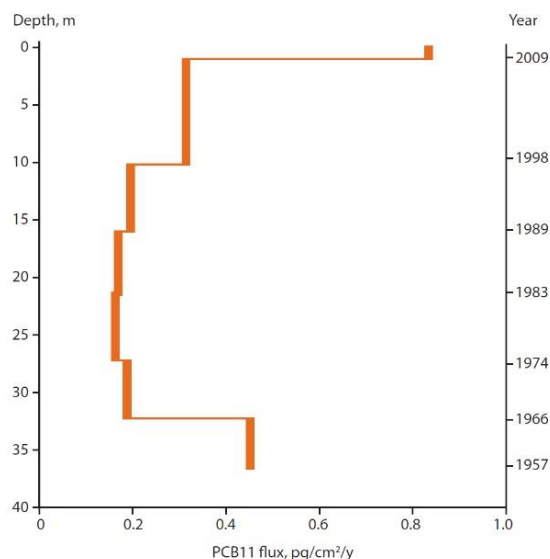
Nogle pesticider kunne også detekteres i arktiske dyr, dvs. chlorthalonil, chlorpyrifos, dacthal, endosulfan og pentaklornitrobenzen, men flere undersøgelser resulterede i pesticidkoncentrationer under detektionsgrænsen. Nedenstående afsnit om biomagnificering viser for endosulfan, at insekticidet ikke biomagnificerer i fødekæden (Figur 11). En tidstrendanalyse af endosulfan i ringsæler viste faldende koncentrationer af endosulfan-sulfat, et nedbrydningsprodukt, som havde højere koncentrationer end endosulfan (31).

Utilsigtet producerede PCB'er

Produktionen af PCB'er blev indstillet i de fleste lande for flere årtier siden, og PCB'er var blandt de første stoffer, der blev reguleret gennem Stockholm Konventionen (Tabel 2). Konventionen omfatter også den utilsigtede PCB-produktion, som f.eks. er velkendt fra forbrændingsprocesser (39). Imidlertid er man blevet opmærksom på nye PCB-kilder i industrielle processer, f.eks. kan PCB-11, PCB-36 samt en række højtchlorerede PCB-kongenere dannes i pigmentfremstillingen (40). Rapporten fokuserer kun på PCB-11 (Figur 8). Generelt foreligger der kun få data på utilsigtet producerede PCB'er, da miljøovervågningen typisk omfatter kongenerne i de tidligere brugte PCB-blandinger. Nogle kongener, f.eks. PCB-52 og PCB-209, kan stamme fra både gamle og nye kilder (40).



Figur 8: Kemisk struktur for polykloreret bifenyl (PCB)-11 (CAS nr. 2050-67-1).



Figur 9: Flux af PCB-11 ($\text{pg}/\text{cm}^2/\text{år}$) i en iskerne fra Svalbard (43). Figuren er gengivet med tilladelse fra AMAP (5).

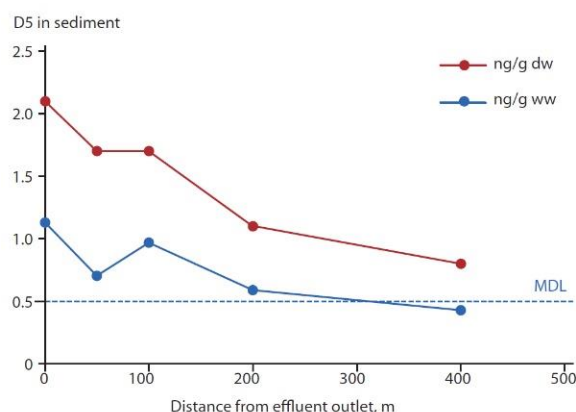
PCB-11 er målt i atmosfæren i både Arktis og Antarktis og er blevet identificeret som en af de vigtigste PCB-kongenere i den polare atmosfære (41,42). En iskerneundersøgelse viser stigende koncentrationer i de seneste 10 år, men der kan være usikkerheder forbundet med resultaterne, da det forholdsvis flygtige PCB-11 kan fordampe fra overfladen eller flytte sig mellem enkelte islag (Figur 9). Alligevel bekræfter de arktiske undersøgelser, at PCB-11 forekommer i den arktiske luft i koncentrationer, der er sammenlignelige med eller højere end andre PCB'er, og at stoffet til trods for flygtigheden kan deponeres og tilbageholdes i isen.

Lokale kilder

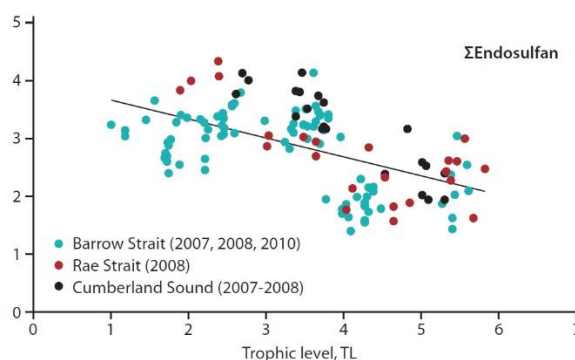
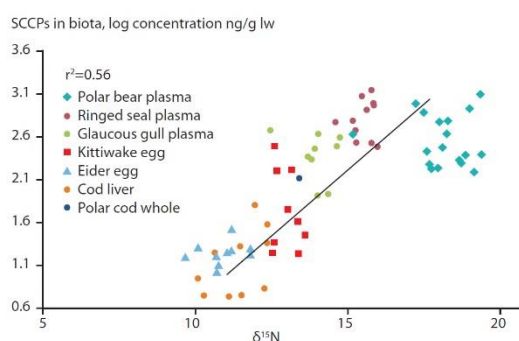
Rapporten indeholder også en vurdering af stoffer, der ikke typisk transporteres over lange afstande. F.eks. er forekomsten af lægemidler og personlige plejeprodukter i vandmiljøet typisk knyttet til spildevand- og affaldsrelaterede kilder (44). Pga. den lave befolkningstæthed kan infrastrukturen omkring spildevands- og affaldshåndtering i Arktis ikke sammenlignes med situationen i de tætbeboede

europæiske lande. Samtidig har stofferne sandsynligvis en længere halveringstid i den arktiske kulde og mørke. Undersøgelser i Tromsø viste forhøjede koncentrationer af f.eks. ibuprofen, men også af koffein som en indikator for husholdsspildevand, i nærheden af lokaliteter med spildevandsudledning (45). Nogle stoffer er også påvist i dyr, sediment, jord og luft, hvilket viser en vis mobilitet i det arktiske miljø.

Ud over lægemidler og personlige plejeprodukter findes der en række andre stoffer, hvor lokale kilder i Arktis kan være af betydning. Det er specielt stoffer, der forekommer i forbrugerprodukter og derfor frigives til miljøet ved almindelig brug. Det kan bl.a. være siloxaner, phthalater og flammehæmmere. Generelt faldt koncentrationerne med afstanden fra spildevandsudledning (Figur 10). Det må dog anses for problematisk, at specielt lægemidler kan have en uønsket effekt på den lokale fauna.



Figur 10: Koncentrationen af siloxanen D5 (blå: ng/g vådvægt; rød: ng/g tørvægt) i sediment fra Adventfjorden på Svalbard (46). Den vandrette linje indikerer detektionsgrænsen (MDL). Figuren er gengivet med tilladelse fra AMAP (5).



Figur 11: Koncentrationer af SCCP (log ng/g lipidvægt) i isbjørnefødekæden fra Svalbard (til venstre (33)) og endosulfan (pg/g lipidvægt) i isbjørnefødekæden fra tre lokaliteter i Canada (til højre (47)). Stigende værdier for $\delta^{15}\text{N}$ indikerer et stigende trofisk niveau. Figurene er gengivet med tilladelse fra AMAP (5).

Biomagnificering

Kun få undersøgelser har målrettet undersøgt biomagnificering af ”nye kontaminanter” i arktiske fødekæder. Figur 11 viser resultater for undersøgelser af SCCP'er og endosulfan i isbjørnefødekæden fra hhv. Svalbard og Canada (33,47). Undersøgelsen fra Svalbard viser stigende koncentrationer af SCCP'er med stigende trofisk niveau i fødekæden, dvs. koncentrationerne i ringsæler og isbjørne er højere end i edderfugle og torsk. Det modsatte

billede ses for endosulfan (og nedbrydningsprodukterne), hvor koncentrationen er lavest i højtrofiske dyr såsom isbjørn. Til trods for de modsatte resultater er begge stoffer deklareret som POP'er i henhold til Stockholm Konventionen, da begge stoffer optages og akkumuleres i biota.

Konklusion

Rapporten om nye kontaminanter i Arktis har vist for en række stoffer, som ikke tidligere

havde været vurderet i AMAP-regi, at de forekommer i det arktiske miljø. Dette gælder for de stoffer, der er præsenteret i denne artikel, men derudover også for hexachlorbutadien (HCBD), siloxaner, phthalater, organotinforbindelser og PAH'er. Derudover kunne rapporten udvide datagrundlaget til en mere omfattende vurdering end det havde været muligt tidligere for DecaBDE, HBCD, TBBPA, PCN'er, pentakloranisol og pentaklorfenol. De fleste data foreligger for atmosfæriske målinger, som dokumenterer, at stofferne transporteres over lange afstande. Bioakkumuleringen er undersøgt i mindre omfang, men der er indikationer for en række stoffer, såsom de halogenerede flammehæmmere, siloxaner, nogle pesticider, organotinforbindelser og de allerede regulerede POP'er (PCN'er, SCCP'er, HCBD).

Rapporten understreger, at der fortsat er behov for bevågenhed omkring arktisk forurening. Ud over lang-distance transporten af nye kemikalier eller kemikalier med begrænsede data bør opmærksomheden også rettes på lokale kemikalieudslip, som muligvis kan ske som følge af f.eks. utilstrækkelig spildevandsrensning. Generelt kan kemikalierne have en meget længere levetid i Arktis end ved lavere breddegrader.

Der vides generelt kun lidt om stoffernes toksiske egenskaber og dermed risici i forbindelse med eksponering. Det er også uklart, hvorvidt stofferne optages af mennesker og hvorvidt andre eksponeringsveje end fødekædeakkumuleringen spiller en rolle for den arktiske befolkning. Med den lange liste af nye potentielt problematiske stoffer er det essentielt, at eksperter på miljø- og sundhedsområdet samarbejder gennem udveksling af den voksende viden om stofferne for at skabe et solidt datagrundlag til regulatorernes risikovurdering.

Rapporten "AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern" er tilgængelig på AMAPs hjemmeside: www.amap.no

Miljøstyrelsen har ydet støtte til de danske forfatters bidrag til denne AMAP-rapport, under programmet Danish Cooperation for Environment in the Arctic (DANCEA). Forfatterne til denne artikel ønsker derudover at takke alle de kolleger, der har bidraget til denne rapport med tekst, data, figurer, kritisk kommentering og faglig sparring.

Yderligere information:

Katrin Vorkamp

<mailto:kvo@envs.au.dk>

Referencer

1. AMAP (1998). AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xii+859 pp.
2. AMAP (2004). AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi +310 pp.
3. AMAP (2010). AMAP Assessment 2009: Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic. Sci Total Environ Special Issue 408, 2851-3051. Elsevier, 2010.
4. AMAP (2016). AMAP Assessment 2015: Temporal Trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. vi+71pp.
5. AMAP (2017). AMAP Assessment 2016: Contaminants of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+353pp.
6. Vakt skjold A, Deutch B, Skinner K, Donaldson SG. *Food, diet, nutrition and contaminants*. In: AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, 2009(3):21-48.
7. Butt CM, Berger U, Bossi R, Tomy GT. *Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the arctic environment*. Sci Total Environ 2010;408:2936-65.

-
8. Houde M, Douville M, Giraudo M, Jean K, Lépine M, Spencer C, de Silva AO. *Endocrine-disruption potential of perfluoroethylcyclohexane sulfonate (PFECHS) in chronically exposed Daphnia magna*. Environ Pollut 2016; 218:950-6.
 9. Deng M, Wu Y, Xu C, Jin Y, He X, Wan J, Yu X, Rao H, Tu W. *Multiple approaches to assess the effects of F-53B, a Chinese PFOS alternative, on thyroid endocrine disruption at environmentally relevant concentrations*. Sci Total Environ 2018;624:215-24.
 10. Rigét F, Bossi R, Sonne C, Vorkamp K, Dietz R. *Trends of perfluorochemicals in Greenland ringed seals and polar bears: indications of shifts to decreasing trends*. Chemosphere 2013;93:1607-14.
 11. Braune B. *Temporal trends of contaminants in Arctic seabird eggs*. In: Synopsis of research conducted under the 2013-2014 Northern Contaminants Program, 2015, pp. 229-238. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada.
 12. Lescord GL, Kidd KA, de Silva AO, Williamson M, Spencer C, Wang X, Muir DCG. *Perfluorinated and polyfluorinated compounds in lake food webs from the Canadian High Arctic*. Environ Sci Technol 2015;49:2694-702.
 13. Gebbink WA, Bossi R, Rigét FF, Rosing-Asvid A, Sonne C, Dietz R. *Observation of emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Greenland marine mammals*. Chemosphere 2016;144:2384-91.
 14. Vorkamp K, Bossi R, Rigét FF, Skov H, Sonne C, Rune, D. *Novel brominated flame retardants and dechlorane plus in Greenland air and biota*. Environ Pollut 2015;196:284-91.
 15. Möller A, Sturm R, Xie Z, Cai M, He J, Ebinghaus R. *Organophosphorus flame retardants and plasticizers in airborne particles over the Northern Pacific and Indian Ocean toward the polar regions: Evidence for global occurrence*. Environ Sci Technol 2012;46: 3127-34.
 16. Xiao H, Shen L, Su Y, Barresi E, DeJong M, Hung H, Lei Y-D, Wania F, Reiner EJ, Sverko E, Kang S-C. *Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: The Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau*. Environ Pollut 2012;161:154-61.
 17. Salamova A, Hermanson MH, Hites RA. *Organophosphate and halogenated flame retardants in atmospheric particles from a European Arctic site*. Environ Sci Technol 2014;48:6133-40.
 18. Sührling R, Diamond ML, Scheringer M, Wong F, Pucko M, Stern G, Burt A, Hung H, Fellin P, Li H, Jantunen LM. *Organophosphate esters in Canadian Arctic air: Occurrence, levels and trends*. Environ Sci Technol 2016;50:7409-15.
 19. De Wit C, Herzke D, Vorkamp K. *Brominated flame retardants in the Arctic – trends and new candidates*. Sci Total Environ 2010;408:2885-2918.
 20. Hallanger IG, Sagerup K, Evenset A, Kovacs KM, Leonards P, Fuglei E, Routti H, Aars J, Strøm H, Lydersen C, Gabrielsen GW. *Organophosphorous flame retardants in biota from Svalbard, Norway*. Mar Pollut Bull 2015; 101:442-7.
 21. Braune BM, Letcher RJ, Gaston AJ, Mallory ML. *Trends of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in eggs of Canadian Arctic seabirds reflect changing use patterns*. Environ Res 2015;142:651-61.
 22. Fiedler H. *Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, use and international regulations*. Handbook of Environmental Chemistry 2010;10:1-40.
 23. Chen M-Y, Luo X-J, Zhang X-L, He M-J, Chen S-J, Mai B-X. *Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: Spatial and temporal distributions and implication for processes*. Environ Sci Technol 2011;45:9936-43.
 24. Sverko E, Tomy GT, Märvin CH, Muir DCG. *Improving the quality of environmental measurements on short chain chlorinated paraffins to support global regulatory efforts*. Environ Sci Technol 2012;46:4697-8.
-

-
25. Stern G, Evans M. *Persistent organic pollutants in marine and lake sediments*. In: Bidleman T, Macdonald R and Stow J (eds.): Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment, 2003, pp. 100-116. Indian and Northern Affairs Canada.
26. NCP. *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants - 2013*. Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada. 2013 + 487 pp + Annex pp.
27. Peters AJ, Tomy GT, Jones KC, Coleman P, Stern GA. *Occurrence of C10-C13 polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom*. Atmos Environ 2000;34:3085-90.
28. Bidleman TF, Alaee M, Stern GA. *New persistent chemicals in the Arctic environment*. Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program, 2001, pp. 93-104. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada.
29. NCP. *Synopsis of research conducted under the 2014-2015 Northern Contaminants Program*. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2015.
30. Reth M, Ciric A, Christensen GN, Heimstad ES, Oehme M. *Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic - differences in homologue group patterns*. Sci Total Environ 2006;367:252-60.
31. Vorkamp K, Rigét FF, Bossi R, Sonne C, Dietz R. *Endosulfan, short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) and octachlorostyrene in wildlife from Greenland – levels, trends and methodological challenges*. Arch Environ Contam Toxicol 2017;73:542-51.
32. Letcher RJ, Morris AD, Dyck M, Sverko E, Reiner EJ, Blair DAD, Chu SG, Shen L. *Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada*. Sci Total Environ 2018;610-611:121-36.
33. NILU. *Perfluorinated alkylated substances (PFAS), brominated flame retardants (BFR) and chlorinated paraffins (CP) in the Norwegian environment – Screening 2013*. Report M40-2013. Norwegian Institute for Air Research (NILU), Oslo, Norway, 2013.
34. NILU. *Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation*. Annual Report 2014. Rapport: M368-2015. Norwegian Institute for Air Research (NILU), Oslo, Norway, 2015.
35. Hoferkamp L, Hermanson MH, Muir DCG. *Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007*. Sci Total Environ 2010;408:2985-94.
36. Weber J, Halsall CJ, Muir D, Teixeira C, Small J, Solomon K, Hermanson M, Hung H, Bidleman T. *Endosulfan, a global pesticide: A review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic*. Sci Total Environ 2010;408:2966-84.
37. Zhong G, Xie Z, Cai M, Möller A, Sturm R, Tang J, Zhang G, He J, Ebinghaus R. *Distribution and air-sea exchange of current-use pesticides (CUPs) from East Asia to the High Arctic Ocean*. Environ Sci Technol 2012;46:259-67.
38. Ding X, Wang X-M, Wang Q-Y, Xie Z-Q, Xiang C-H, Mai B-X, Sun L-G. *Atmospheric DDTs over the North Pacific Ocean and the adjacent Arctic region: Spatial distribution, congener patterns and source implications*. Atmos Environ 2009;43:4319-26.
39. Ballschmiter K, Niemczyk R, Schäfer W, Zoller W. *Isomer-specific identification of polychlorinated benzenes (PCBz) and -biphenyls (PCB) in effluents of municipal waste incineration*. Fresenius Z Anal Chem 1987;328:583-7.
40. Vorkamp K. *An overlooked environmental issue? A review of the inadvertent formation of PCB-11 and other congeners and their occurrence in consumer products and in the environment*. Sci Total Environ 2016;541:1463-76.
41. Choi S-D, Baek S-Y, Chang Y-S, Wania F, Ikonomou MG, Yoon Y-J, Park B-K, Hong S. *Passive air sampling of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides at the Korean Arctic and Antarctic research stations: Implications for long-range transport and local pollution*. Environ Sci Technol 2008;42:7125-31.
42. Li Y, Geng D, Liu F, Wang T, Wang P, Zhang Q, Jiang G. *Study of PCBs and PBDEs in King George Island, Antarctica, using PUF passive air sampling*. Atmos Environ 2012;51:140-5.
-

-
43. Garmash O, Hermanson MH, Isaksoon E, Schwikowski M, Divine D, Teixeira C, Muir DCG. *Deposition history of polychlorinated biphenyls to the Lomonosovfonna Glacier, Svalbard: A 209 congener analysis*. Environ Sci Technol 2013;47:12064-72.
 44. Gunnarsdottir R, Jenssen PD, Jensen PE, Villumsen A, Kallenborn R. *A review of wastewater handling in the Arctic with special reference to pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and microbial pollution*. Ecol Eng 2013;50:76-85.
 45. Weigel S, Berger U, Jensen E, Kallenborn R, Thoresen H, Huhnerfuss H. *Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites*. Chemosphere 2004;56:583-92.
 46. Warner NA, Evenset A, Christensen G, Gabrielsen GW, Borga K, Leknes H. *Volatile siloxanes in the European Arctic: Assessment of sources and spatial distribution*. Environ Sci Technol 2010;44:7705-10.
 47. Morris AD, Muir DCG, Solomon KR, Letcher RJ, McKinney MA, Fisk AT, McMeans BC, Tomy GT, Teixeira C, Wang X, Duric M. *Current-use pesticides in seawater and their bioaccumulation in polar bear-ringed seal food chains of the Canadian Arctic*. Environ Toxicol Chem 2016;35:1695-1707.

Abstracts fra temadag den 23. april 2018 om indemiljø

Opdatering på PCB

Helle Vibeke Andersen, Statens
Byggeforskningsinstitut, Aalborg Universitet
København
hva@sbi.aau.dk

Indledning

Der er sket meget på PCB-området siden Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed holdt en temadag om PCB i bygninger i marts 2011. Dette indlæg tager afsæt i Regeringens handlingsplan for PCB i bygninger, der kom i maj 2011 (1) og forklarer, hvordan dele af handlingsplanen indtil nu er blevet udmøntet.

PCB (PolyChlorerede Biphenyler) har været anvendt lovligt som blødgørere og brandhæmmere i en række byggematerialer fra ca. 1950-1977 (2). PCB i byggematerialer kan efterfølgende have påvirket indeluften i en grad, der er sundhedsmæssigt uacceptabelt. PCB har også været anvendt i visse typer elektrisk udstyr frem til 1986, fx kondensatorer anvendt i armaturer til lysstofrør (2,3). I dag er PCB helt forbudt og optræder på EUs liste over farlige stoffer, hvor det betegnes som et af de svært nedbrydelige organiske giftstoffer, POP-stoffer. PCB er blandt de 12 miljøgifte, der går under betegnelsen "The Dirty Dozen" i Stockholmkonventionen. De forpligtelser, der følger af konventionen, er samlet i POP-forordningen (4). Forordningen fastlægger overordnet, hvordan PCB-holdigt affald skal håndteres i EU.

I regeringens handlingsplan fra 2011 indgår 19 initiativer fordelt under følgende emner:

- PCB og sundhed
- Identifikation af PCB i bygninger
- Håndtering af PCB i forhold til arbejdsmiljø og indeluft

- Bortskaffelse af PCB-holdigt affald
- Let tilgængelig vejledning og information om håndtering af PCB i bygninger.

De centrale emner omfatter (5):

- Afdækning af PCBs udbredelse i bygninger og risikoen for forhøjet indhold af PCB i indeluften
- Undersøgelse af indeklimaets bidrag til PCB-eksponering og revision af Sundhedsstyrelsens aktionsværdier
- Forsøg med metoder til afhjælpning af forhøjede PCB-koncentrationer i indeklimaet
- Styrket arbejdsmiljøindsats
- Affaldshåndtering og grænseværdi for PCB-indholdet i byggeaffald
- Én indgang til vejledning og viden om PCB i bygninger.

Nedenfor opsummeres resultaterne af de centrale emner på PCB-området. Teksten baserer sig hovedsagligt på SBI-anvisninger om PCB fra Statens Byggeforskningsinstitut (SBI), Aalborg Universitet (6,7).

Kortlægning af udbredelse

Der er gennemført en national kortlægning af PCB i materialer og indeluft, og i 2013 udkom den samlede rapport med resultaterne (8). Undersøgelsen omfatter kortlægning af PCB-holdige materialer i 352 bygninger opført inden for perioden 1950 til 1977 og har fokus på PCB i fugemasser, visse typer maling og gulvbelægninger. I udvalgte bygninger er der også målt PCB-koncentration i indeluften. Der er undersøgt forskellige bygningstyper og også medtaget resultater fra en række kortlægninger foretaget i kommuner landet over. På baggrund af dataanalysen ses en vis sammenhæng mellem høj PCB-koncentration i materialer og høj PCB-koncentration i indeluften, men der er meget stor variation, og sammenhængen er ikke entydig (8). De forhøjede koncentrationer af PCB i indeluften blev fundet i:

- bygninger med høj PCB-koncentration i indvendige fuger (≥ 100.000 mg/kg)
- bygninger med PCB i indvendig maling (≥ 5.000 mg/kg)
- bygninger med PCB-holdige kondensatorer
- en række bygninger med relativt lav PCB-koncentration i maling og gulvmateriale. I disse tilfælde var det ikke muligt at fastslå årsagen til høj PCB-koncentration i indeluften.

På baggrund af kortlægningen estimeres i rapporten hvor mange bygninger, der har en PCB-koncentration i indeluften, der formodes at overstige Sundhedsstyrelsens vejledende aktionsværdier på 300 ng/m^3 og 3.000 ng/m^3 PCB i indeluften. Omkring 1 % af det samlede antal bygninger i Danmark, dvs. ikke kun bygninger opført i perioden 1950-1977, formodes at have en PCB-koncentration i indeluften, der overstiger 300 ng/m^3 .

Den tilbageværende mængde PCB i bygninger i Danmark er også estimeret på baggrund af resultater fra den nationale kortlægning (8). Den estimeres til mellem 17 og 87 ton. Ca. 40 % af den tilbageværende PCB kan formentlig findes i fugemasser omkring døre og vinduer, mens ca. 16 % findes i fugemasse mellem andre bygningsdele. Termoruder indeholder formodentlig ca. 19 % af den tilbageværende PCB, mens kondensatorer i lysarmaturer formentlig indeholder omkring 9 %. Miljøstyrelsen har udgivet vejledninger om håndtering af PCB-holdige termoruder og kondensatorer i lysarmaturer (9,3).

Case: Farum Midtpunkt

Der er gennemført en række undersøgelser i Farum Midtpunkt. Boligbebyggelsen Birkhøjterrasserne indeholdt PCB-holdig fugemasse, mens andre dele af bebyggelsen ikke indeholdt PCB. En af undersøgelserne viste, at der har været en stor variation i brug af materialer ved opførelsen af byggeriet. Resultater fra de kemiske analyser af fugemasser fra seks blokke viste, at koncentrationsniveauet

varierede meget. Der blev fundet fire kombinationer af PCB-kongener. To kunne henføres til kendte produkter, mens de andre to ikke matchede et kendt produkt (10). Dette resultat betyder, at det kan være en stor udfordring at kortlægge PCB i et byggeri, da variationerne kan være store.

I Birkhøjterrasserne blev der også udført målinger af PCB i indeluften. 24 kongener blev analyseret, heriblandt de dioxinlignende PCBer. Der er stor variation i koncentrationsniveauerne og målingerne viste, at de let-flygtige PCBer var dominerende i indeluften, men med meget lave koncentrationer af de dioxinlignende PCBer. De højtchlorerede dioxinlignende PCBer blev ikke detekteret (10). På kongenniveau viste målinger i Birkhøjterrasserne en signifikant sammenhæng mellem indholdet af PCB-28 og PCB-52 i fuger og indeluft, mens der ikke var en tilsvarende sammenhæng mellem højere chlorerede kongener med seks eller flere kloratomer og PCB-total (10).

Indeklimaets bidrag til PCB-eksponering og revision af SST's aktionsværdier

I den konkrete case i Farum Midtpunkt er der også målt PCB i blod hos beboere, og disse resultater er sammenholdt med målinger af PCB-indholdet i indeluften. Resultaterne præsenteres i det efterfølgende indlæg af professor Jens Peter Bonde.

Sundhedsstyrelsens vejledende aktionsværdier for PCB i indeluften

De sundhedsmæssige forhold vurderes ud fra målinger af PCB i indeluften og Sundhedsstyrelsens eller Arbejdstilsynets vejledende aktionsværdier. PCB-koncentrationen i luften beregnes som 5 gange summen af indholdet af de 7 indikator-PCBer (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180; www.pcb-guiden.dk).

I 2013 kom Sundhedsstyrelsen med en revision af anbefalingerne fra 2011 (11). Sundhedsstyrelsen påpegede, at PCB set fra en

sundhedsmæssig vinkel burde reduceres på følgende måder:

- Eksposeringen for PCB i indeklimaet reduceres
- PCB-holdigt affald fra bygninger håndteres, så det ikke kommer ud i naturens kredsløb, hvor det kan ende i fødevarerne.

Sundhedsstyrelsen (11) understregede, at selv om man kun blev eksponeret for PCB i indeklimaet i dele af døgnet, ville specielt lavt klorerede PCB-former blive akkumuleret. En sådan eksposering anses for sundhedsskadelig, og derfor bør den så vidt muligt undgås. Sundhedsstyrelsen udgav samme år en rapport med titlen "Health risks of PCB in the indoor climate in Denmark" (12). I april 2014 udkom "Sundhedsstyrelsens FAQ om børn og gravide", hvor Sundhedsstyrelsen bl.a. skrev, "at PCB i indendørsluft i danske bygninger fortsat ikke vurderes at kunne give anledning til akutte sygdomme, men litteraturgennemgangen har vist, at der stadig er grund til at nedbringe høje niveauer af PCB i indendørsluft for at forebygge en række forskellige sundhedsskadelige virkninger på længere sigt." (13).

Ved revisionen af aktionsværdierne i 2013 fastholdt Sundhedsstyrelsen de to vejledende aktionsværdier for PCB i indeluft på 300 og 3.000 ng/m³. For at reducere eksposeringen for PCB i indeklimaet har Sundhedsstyrelsen særligt fokus på bygninger, hvor forureningsgraden er høj, og hvor der er mange brugere, herunder børn, unge og kvinder i den fødedygtige alder. Er der konstateret forurening i intervallet 300-3.000 ng/m³, anbefaler Sundhedsstyrelsen, at bygninger, som bruges af børn og unge, prioriteres højt. I prioriteringen bør endvidere indgå bygningernes anvendelsesgrad, grad af forurening og brugerne opholdstid (11). Sundhedsstyrelsen anbefaler, at overskrides 300 ng/m³ handles der på sigt, men overskrides 3.000 ng/m³ handles uden unødigt forsinkelse. Overskridelser bør føre til, at midlertidig afhjælpning iværksættes med det samme (11). Afhængigt af koncentra-

tionsniveauet var der i de tidligere anbefalinger fra 2011 konkrete tidsfrister for, hvornår en varig løsning bør påbegyndes. I revisionen i 2013 er de konkrete tidsfrister fjernet.

Sundhedsstyrelsens vejledende aktionsværdier er baseret på tyske retningslinjer. De tyske myndigheder har fastsat et "Tolerabelt dagligt indtag" (TDI) (14,15). Den lave vejledende aktionsværdi på 300 ng/m³ er baseret på, at højst 10 % af TDI bør komme fra luften, så der er 'plads' til andre PCB-eksponeringer, fx via fødevarer. Koncentrationer under 300 ng/m³ vurderes ikke at medføre forøget helbredsrisiko, men bør følges, indtil der er et sikkert stabilt, lavt niveau. Den øvre aktionsværdi på 3.000 ng/m³ er derimod baseret på, at bidraget fra indeluften udfylder TDI 100 procent. I beregningerne anvendes en sikkerhedsfaktor på 100 og det forudsættes, at voksne vejer 70 kg og har et 24-timers indåndingsvolumen på 20 m³, og at børn vejer 35 kg og har et 24-timers indåndingsvolumen på 10 m³.

Målinger af luftens indhold af PCB

Sundhedsstyrelsens vejledende aktionsværdier anvendes ofte som et mål for årsmiddelværdier. De enkelte målinger vil variere pga. en række skiftende forhold i bygningen og over tid. For at bedømme variationer skal man kende målingernes reproducerbarhed. Derudover kan målinger variere, fordi PCB-koncentrationen i indeluften påvirkes af bl.a. kilde-type, temperatur, luftskifte og støv. Usikkerheden ved at ekstrapolere fra en enkelt måling til en årsmiddelværdi er anslået til 50 procent for den lave vejledende aktionsværdi på 300 ng/m³ PCB og 30 procent for den høje vejledende aktionsværdi på 3.000 ng/m³ PCB (16).

Flere af undersøgelserne fra Birkhøjterrasserne viste, at temperaturen har stor indflydelse på variationer i luftkoncentrationer (17-19). Temperaturvariationer i Birkhøjterrasserne forklarede 67 % af variationerne i indeluftmålingerne, uafhængigt af de afhjælpningstiltag, der har været på stedet (17). Med udgangspunkt i den temperaturafhængighed, der blev fundet i

Birkehøjterrasserne, kan man forudsige, at PCB-koncentrationen i indeluften fordobles ved en temperaturstigning fra 18 til 24 °C. Temperaturvariationer er derfor også en parameter, der skal tages hensyn til ved måling af PCB i indeluften.

Afhjælpningsmetoder

Over tid har PCB spredt sig fra de oprindelige kilder, og det er en stor udfordring, når PCB-problemer skal afhjælpes, og når bygninger med PCB skal renoveres eller nedrives. Der skelnes mellem tre kildetyper: Primære, sekundære og tertiære kilder. De primære kilder er byggevarer, der oprindeligt blev tilsat PCB for at opnå specifikke egenskaber, og som stadig kan indeholde betydelige mængder PCB. Der er også visse typer elektrisk udstyr, fx små kondensatorer til armaturer til lysstofrør, der kan indeholde PCB. Sekundære kilder er byggematerialer, som oprindeligt ikke indeholdt PCB, men som via direkte kontakt med de primære kilder nu indeholder PCB. Da PCB fra de primære og sekundære kilder fordampes til luften, kan tertiære kilder indeholde PCB, fordi de har optaget PCB fra indeluften. Beregninger udført på grundlag af materialeprøver fra Birkehøjterrasserne i Farum Midtpunkt viser, at de primære kilder før renovering indeholdt ca. 92 % af den totale resterende PCB, mens de sekundære og tertiære kilder indeholdt hhv. ca. 6 % og 2 % (20).

PCBs evne til at sprede sig fra de oprindelige kilder til bl.a. indvendige overflader kan gøre afhjælpning af forhøjede koncentrationer i indeluften til en stor udfordring. Det skyldes, at det i mange tilfælde ikke er tilstrækkeligt at fjerne eller indkapsle de oprindelige kilder, idet de forurenede overflader har potentiale til at opretholde uønskede PCB-koncentrationer i indeluften. Flere undersøgelser fra Birkehøjterrasserne i Farum Midtpunkt har bekræftet dette (bl.a. 18,21). Det betyder, at de tertiære kilder også skal håndteres, hvilket kan være en stor udfordring både teknisk og økonomisk.

Der er forskellige metoder til afhjælpning, og ofte anvendes kombinationer. I løbet af de seneste år er der også sket en udvikling af metoder. Ved afhjælpning af forhøjede koncentrationer af PCB i indeluften kan man fysisk fjerne kilder, og her er metoder anvendt i forbindelse med affaldshåndtering også aktuelle, da PCB skal udsorteres fra byggeaffaldet. Dette kræver også sikring af arbejdsmiljø i forbindelse med håndtering af PCB-holdige byggematerialer. Forskellige afhjælpningsmetoder er gennemgået i SBI-anvisning 268 (7). Desuden er afhjælpningen af PCB i indeklimaet i Birkehøjterrasserne i Farum Midtpunkt beskrevet. Der er desuden udgivet rapporter med erfaringer om afhjælpning af forhøjede PCB-koncentrationer i indeklimaet (22,23).

Styrket arbejdsmiljøindsats

I 2014 reviderede Arbejdstilsynet deres interne instruks om PCB i bygninger (24). Arbejdstilsynet har vejledende aktionsværdier for indeklimaet. De er baseret på Sundhedsstyrelsens vejledende aktionsværdier, men opholdstiden forudsættes at være kortere (24). Disse aktionsværdier gælder for PCB-eksponering i indeklimaet på arbejdspladsen, fx på et kontor. Idet der er tale om indeklimaværdier, gælder de ikke for arbejde med renovering eller nedrivning, hvor de udførende foretager indgreb i bygningsdele og materialer med PCB. Håndtering af PCB-holdigt materiale og affald kræver særlige arbejdsmiljømæssige forholdsregler, og der skal bl.a. altid bruges egnede personlige værnemidler under arbejde, hvor der er risiko for PCB-eksponering (25). I øvrigt henvises til Arbejdstilsynet. Affaldshåndtering og grænseværdi for PCB-indholdet i byggeaffald.

I december 2012 blev affaldsbekendtgørelsen ændret. Der blev tilføjet et kapitel 13 om ”Særlige regler om private og professionelle bygherrers identifikation af PCB i bygninger og anlæg og anmeldelse af affald” (26). Det betyder, at bygherren inden en renovering eller nedrivning skal undersøge, om der er risiko for PCB i bygningen eller dele heraf. I affalds-

bekendtgørelsen bruges ordet 'screening', og screeningen skal afdække, om der kan være anvendt PCB-holdigt materiale under opførelse eller renovering af en bygning eller et anlæg. Kravet om screening gælder, når man vil renovere eller nedrive bygninger, anlæg eller dele heraf, der er opført eller renoveret i perioden 1950-1977. Der er dog en bagatelgrænse. Kravet om screening gælder, hvis renoveringen eller nedrivningen vedrører mere end 10 m² grundareal af bygning eller anlæg eller frembringer mere end 1 ton affald. Udskiftning af termoruder, der kan være fremstillet i perioden 1950-1977, er også omfattet. Ifølge affaldsbekendtgørelsens § 65, stk.1 skal affaldsproducerende virksomheder altid udsortere farligt affald, PCB-holdigt affald og termoruder fra deres bygge- og anlægsaffald.

Udgangspunktet i POP-forordningen er, at PCB-holdigt affald skal frasorteres andet affald og herefter destrueres. Hvis PCB-koncentrationen i affaldet er under 50 mg/kg er der dog mulighed for, at affaldet kan deponeres eller nyttiggøres i overensstemmelse med gældende regler. Myndighederne arbejder på at fastsætte en nationalt gældende grænseværdi for, hvornår indholdet af PCB i bygge- og anlægsaffald er så lavt, at affaldet kan betragtes som uforurenet og dermed egnet til genanvendelse eller til forberedelse til genbrug. Indtil den nationale grænseværdi er fastsat, henviser Miljøstyrelsen til Københavns Kommunes PCB-vejledning (www.pcb-guiden.dk).

Københavns Kommune har fastsat en vejledende grænse på 0,1 mg PCB-total pr. kg (27).

Én indgang til vejledning og viden om PCB i bygninger

PCB-guiden www.pcb-guiden.dk er et led i regeringens handlingsplan for håndtering af PCB i bygninger og skal sammen med en hotline vejlede borgere, kommuner og virksomheder i, hvordan de håndterer PCB. Guiden er udarbejdet af seks ansvarlige myndigheder på området. Her indgår bl.a. risikoværktøj og "trin-for-trin" vejledninger.

Et af initiativerne i regeringens handlingsplan omhandler udarbejdelse af anvisninger fra Statens Byggeforskningsinstitut (SBI) om afhjælpning af PCB i indeluften. Der udkom to anvisninger i 2013: "Undersøgelse og vurdering af PCB i bygninger" (SBI-anvisning 241) og "Renovering af bygninger med PCB" (SBI-anvisning 242). I 2013 var fokus på indeklima. Der er udgivet en 2. udgave af SBI-anvisning 241 i 2015 (6) og en ny SBI-anvisning 268 om "PCB i bygninger – Afhjælpning, renovering og nedrivning" (7), og disse nyere anvisninger har både fokus på indeklima og identifikation og håndtering af PCB-holdigt affald. Anvisningerne kan frit læses på nettet via link i referencelisten.

Referencer

1. Regeringen. *Handlingsplan for håndtering af PCB i bygninger - indeklima, arbejdsmiljø og affald*. Maj 2011:16, Erhvervs- og Byggestyrelsen. København, 2011.
Lokaliseret på:
<http://pcb-guiden.dk/file/186399/handlingsplan.pdf>
2. Miljøstyrelsen. *PCB/PCT-forurening. En udredning om forbrug, forurening og transportveje for PCB og PCT i Danmark*. Lyngby, COWIconsult, 1983.
3. Miljøstyrelsen. *Vejledning om håndtering af PCB-holdige kondensatorer i lysarmaturer*. (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 10). København, 2015.
4. Europarådet. (2004). *Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) Nr. 850/2004 af 29. april 2004 om persistente organiske miljøgifte og ændring af direktiv 79/117/EØF*. Lokaliseret på:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2004R0850:20090505:DA:PDF>

-
5. Økonomi- og Erhvervsministeriet. Faktaark, 25. maj 2011.
Lokaliseret på:
<http://pcb-guiden.dk/file/186419/faktaark.pdf>
 6. Andersen HV. *Undersøgelse og vurdering af PCB i bygninger* (2. udg.) (SBI-anvisning 241). København: Statens Byggeforskningsinstitut, Aalborg Universitet, 2015.
Lokaliseret på: <http://anvisninger.dk/241>
 7. Andersen HV. *PCB i bygninger – afhjælpning, renovering og nedrivning* (SBI-anvisning 268). København: Statens Byggeforskningsinstitut, Aalborg Universitet, 2017.
Lokaliseret på: <http://anvisninger.dk/268>.
 8. Grontmij & COWI. *Kortlægning af PCB i materialer og indeluft*. Samlet rapport, 10. december 2013.
Lokaliseret på:
http://pcb-guiden.dk/file/435979/pcb_kortlaegning_dectretten.pdf
 9. Miljøstyrelsen. *Vejledning om håndtering af PCB-holdige termoruder* (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 3). København, 2014.
 10. Frederiksen M, Meyer HW, Ebbenhøj NE, Gunnarsen L. *Polychlorinated biphenyls (PCBs) in indoor air originating from sealants in contaminated and uncontaminated apartments within the same housing estate*. Chemosphere 2012;89:473-9.
 11. Sundhedsstyrelsen. (2013a). *Sundhedsstyrelsens anbefalinger om aktionsværdier*. Lokaliseret på:
<http://sundhedsstyrelsen.dk/~media/3759EBD9E7D542DE9B9FDD3220BC45C8.ashx>
 12. Sundhedsstyrelsen (2013b). *Health risks of PCB in the indoor climate in Denmark*. Danish Health and Medicines Authority, DK-2300 Copenhagen S, Denmark.
Lokaliseret på:
<http://sundhedsstyrelsen.dk/~media/D290AF38C2114775804F1B6BDD6841C6.ashx>
 13. Sundhedsstyrelsen. *Sundhedsstyrelsens FAQ om børn og gravide* – april 2014.
Lokaliseret på:
http://pcb-guiden.dk/file/474441/faq_pcb_boernoggravide_sst.pdf
 14. ARGEBAU. *Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie)*, 1994.
Lokaliseret på:
http://www.bgbau-medien.de/html/bau/pcb_rl.pdf
 15. Ewers U, Roskamp E, Heudorf U, Mergner HJ. *Zehn Jahre PCB-Richtlinie – Versuch einer Bilanz aus hygienischer und umweltmedizinischtoxikologischer Sicht*. Gesundheitswesen 2005;67:809-19
 16. Trafik- og Byggestyrelsen. *Vejledning for måling af PCB i indeklimaet 2014*. København, 2015.
 17. Lundsgaard, C. *Saneringsforsøg i Farum Midtpunkt. Præsentation på møde i PCB-interessenetværket 24. november 2011*, SBI, 2011. Lokaliseret på:
<http://www.sbi.dk/pcb/arrangementer/praesentationer/claus-lundsgaard>
 18. Kolarik B, Frederiksen M, Meyer HW, Ebbenhøj NE, Gunnarsen L. *Investigation of the importance of tertiary contamination, temperature and human behaviour on PCB concentrations in indoor air*. Indoor and Built Environment 2014;1-13.
 19. Lyng NL, Clausen PA, Lundsgaard C, Andersen HV. *Modelling impact of room temperature on concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) in indoor air*. Chemosphere 2016;144:2127-33.
-

-
20. Kolarik B, Gunnarsen L, Grarup A. *PCB – fugeffjernelse løser ikke problemet*. Teknik & Miljø, Stads- og Havneingeniøren 2012;9:46-9.
 21. Lyng NL, Gunnarsen L, Andersen HV. *The effect of ventilation on the indoor air concentration of PCB: An intervention study*. Building and Environment 2015;95:305-12.
 22. Haven R, Langeland M. *Afhjælpningstiltag ved forhøjede PCB-niveauer i indeklimaet*. København: Erhvervs- og Byggestyrelsen og Socialministeriet, 2011. Lokaliseret på: http://www.pcb-guiden.dk/file/159799/pcb_afhjelpningstiltag.pdf
 23. Haven R, Langeland M. *Afhjælpningstiltag ved forhøjede PCB-niveauer i indeklimaet*. København: Trafik- og Byggestyrelsen, 2016.
 24. Arbejdstilsynet. *PCB i bygninger (At-intern instruks IN-9-3)*. København, 2014. Lokaliseret på: <http://arbejdstilsynet.dk/da/OM%20ARBEJDSILSYNET/Interne-instrukser-og-kvalitetsprocedurer-mv/At-interne-instrukser-mv/Kemi-stoeyv-biologi.aspx>
 25. Arbejdstilsynet. *Rådgivningspåbud om alvorlige og komplekse arbejdsmiljøproblemer (At-vejledning 1.10.1, juli 2013)*. København. Lokaliseret på: <http://pcb-guiden.dk/file/593942/Afhjelpningstiltag.pdf>
 26. Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og sorteret bygge- og anlægsaffald (Restproduktbekendtgørelsen) (BEK nr. 1672 af 15/12/2016)*. København. Lokaliseret på: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=184757>.
 27. Københavns Kommune. *PCB-vejledning (mini-udgaven)*. København, 2014. Lokaliseret på: http://kk.sites.itera.dk/apps/kk_pub2/pdf/1178_Yhf3ae2ZNg.pdf

Helbredseffekter af PCB

Jens Peter Bonde, Arbejds- og Miljømedicinsk Afdeling, Bispebjerg Frederiksberg Hospital og Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet
Jens.Peter.Ellekilde.Bonde@regionh.dk

Selv om anvendelse og brug af polyklorerede bifenyler (PCB) blev forbudt her i landet for mere end 40 år siden, forskes der fortsat verden over i mulige helbredsmæssige konsekvenser af PCB. Faktisk har antallet af videnskabelige befolkningsundersøgelser af helbredseffekter været konstant stigende gennem de sidste 20 år - omend stagnerende de sidste få år.

PCB er sat i forbindelse med mange forskellige sygdomme, men ikke mindst kræftsygdomme har haft og har fortsat særlig interesse. IARC

har allerede i 1979 fundet tilstrækkelig dyrekspérimentel evidens for, at PCB kan være kræftfremkaldende, men det er først ved den seneste vurdering i 2015, at der er fundet tilstrækkelig epidemiologisk evidens, således at IARC nu anser PCB (og visse specifikke PCB kongenere) for sikkert kræftfremkaldende hos mennesker (IARC gruppe 1 karcinogen). Denne konklusion er primært baseret på påvisning af øget forekomst af modernærkekræft i en halv snes fortrinsvis amerikanske erhvervsstudier, hvor arbejdere gennem mange år har haft en meget høj udsættelse for PCB via luften og formentligt i nogen udstrækning gennem huden, og disse fund støttes af eksperimentelle og mekanistiske studier. Der er mistanke om, at PCB kan forårsage en form for lymfekræft (Non-Hodgkin lymfom) og brystkræft, men her er evidensen i nogen grad modstridende. Det er fortsat vurderingen, at PCBs kræftfremkaldende egenskaber fortrins-

vis må tilskrives de dioxinlignende højt-klorerede PCB-forbindelser, men de ikke-dioxinlignende PCB-forbindelser, som forekommer i større antal og mængde, kan også spille en rolle. Det er dog fortsat uafklaret, men netop den erhvervsmæssige eksponering har ligesom PCB i indeluften en overvægt af de ikke-dioxinlignende lette PCB-forbindelser.

Der er inden for de senere år også kommet ny viden om skadevirkninger af PCB på helt andre områder - flere undersøgelser viser samstemmende et svækket immunrespons ved vaccination over for alvorlige sygdomme som stivkrampe og difteri, men den kliniske betydning heraf er dog fortsat usikker. Der er også gennem de senere år kommet ny viden om PCBs indvirkning på fostervækst og svangerskab, hvor store metaanalyser viser en ikke ubetydelig effekt på tværs af mange europæiske studier. Der er også konsistente eksperimentelle og epidemiologiske data, som viser, at PCB kan påvirke sædcellers bevægelighed - men ikke antallet af sædceller, som der oftest er fokus på. Alt i alt er denne effekt dog formentlig af marginal betydning for fertiliteten i befolkningen. Andre nyere og potentielt vigtige iagttagelser er studier, som har vist et accelereret tab af telomerdelen af kromosomer hos mennesker (telomere kan have betydning for både kræft og livslængde), og endvidere er PCB i de senere år sat i forbindelse med autisme spektrum tilstande, endometriose, fedme, hørenedsættelse, hjerte-kar-sygdomme, kognitiv funktion og sukkersyge. Der er således rejst mange mistanker, som dog langt fra er endeligt bekræftede. Et område, hvor der fortsat mangler væsentlig viden, er, om nogle eller flere af nævnte helbredsproblemer også er relevante i indeklimasammenhæng, hvor congenet-profilen er en anden end i kosten, og hvor koncentrationerne i sammenligning med den tidligere erhvervsmæssige eksponering er i størrelsesorden mindst 1000 gange mindre.

Problematiske stoffer og deres kilder i indemiljøet

Patrik Fauser, Katrin Vorkamp, Hans Sanderson, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
paf@envs.au.dk

Forbrugerprodukter indeholder og frigiver en lang række potentielt skadelige kemiske stoffer, som vi kan blive eksponeret for i vores hjem, på arbejdet, i skolerne og i det offentlige rum (f.eks. 1-4). Et stigende antal kemikalier bliver løbende tilsat stadig flere produkter i hjemmet (5). Amerikanske studier (6-8) viser, at ikke alene er antallet af indendørs kilder til skadelige kemikalier langt større end udendørs kilder, men nærheden til mennesker og de begrænsede muligheder for fortynding skaber højere eksponeringsintensitet (9).

Mens flere undersøgelser har påvist problematiske stoffer i indeklimaet, mangler der ofte pålidelige kvantitative data, der beskriver hele kæden fra identifikation af et produkt med det pågældende kemikalie, mængde af kemikalie i produktet, produkt/kemikalie anvendelsesmønster, kemikalie frigivelse/emission ved anvendelse, human eksponering (hudoptag, inhalering, oralt indtag), intern dosis og effekter, med det formål at gennemføre en risikovurdering af kemikalier, der baserer sig på indendørs eksponering.

Mange studier har undersøgt et eller flere led i kæden, f.eks. har den Europæiske Kommissions Joint Research Centre lavet en kobling af letflygtige organiske kulbrinter (volatile organic carbons, VOCer), der er hyppigt forekommende i husholdninger, med en farevurdering (10). INDEX projektet fandt følgende højest prioriterede VOCer i indemiljøet: Formaldehyd, kulilte, nitrogendioxid, benzen og naftalen. En ny (marts 2018) undersøgelse af kemikalier i tæpper i EU konkluderer, at der anvendes phthalater, nonylphenoler, nonylphenolpolyetoxylater, biocider (triclosan, organotin), flammehæmmere, per- og polyfluoralkyl-substanser

(PFAS), tungmetaller (Pb, Cd, Hg), farvestoffer (azo) og pigmenter, polycykliske aromatiske kulbrinter (PAHer) og VOCer. Ud af 59 anvendte giftige stoffer var der 37, som ikke var forbudt eller som ikke havde begrænset anvendelse i tæpper (11). Flere af disse er ikke vurderet fyldestgørende for deres påvirkning af sundhed og miljø.

Eksempler på stofgrupper, hvor det vil være relevant at lave en vurdering fra kilde via risiko til regulering, er PFAS og flammehæmmere, heriblandt bromerede og organofosfat-flammehæmmere. PFAS har været anvendt i mere end 50 år i en lang række forbrugerprodukter og er påvist i støv og luft i indemiljøet, inkl. børneværelser (12,13). Pga. deres stabilitet erstattes langkædede PFAS-forbindelser med kortkædede molekyler eller andre alternativer, hvor der p.t. mangler grundigt kendskab til risici (14).

Flammehæmmere har været anvendt i stort omfang siden 1970'erne som brandbeskyttere i forbrugerprodukter og byggematerialer. Hovedgruppen af de bromerede flammehæmmere, de polybromerede diphenyl ether (PBDEer) er fundet i støv og i indeluften, men er i dag udfaset over hele verden (15). De er muligvis erstattet af andre bromerede stoffer samt organofosfater, og begge grupper er påvist i indemiljøet (16). Anvendelsen af organofosfater stiger pga. deres gunstige egenskaber både som flammehæmmere og som blødgørere. Mange sundhedsmæssige effekter er forbundet med eksponering for flammehæmmere, såsom forstyrrelser i hormonsystemet, skjoldbruskkirtlens homeostase og børns udvikling samt bekymring om carcinogenicitet.

På trods af udfasningen af f.eks. PBDE forekommer de stadig i forbrugerprodukter og vil stadig give anledning til human eksponering indendørs. Regulering af PFAS og flammehæmmere er kompliceret pga. af de mange anvendelser og undergrupper, og da nogle substitutter har vist sig også at være sundhedsskadelige, ser problemet ikke ud til at være aftagende.

Referencer

1. Dodson RE, Nishioka M, Standley LJ, Perovich LJ, Brody JG, Rudel RA. *Endocrine disruptors and asthma-associated chemicals in consumer products*. Environ Health Perspect 2012;120: 935–43.
2. Weschler C J. Nazaroff. WW. *Semivolatile organic compounds in indoor environments*. Environ Sci Technol 2008;42:9018–40.
3. Luongo G, Östman C. *Organophosphate and phthalate esters in settled dust from apartment buildings in Stockholm*. Indoor Air 2016;26: 414–25.
4. Langer S, Fredricsson M, Weschler CJ, Bekö G, Strandberg B, Remberger M, Toftum J, Clausen G. *Organophosphate esters in dust samples collected from Danish homes and daycare centers*. Chemosphere, 2016;154:559–66.
5. Glegg GA, Richards JP. *Chemicals in household products: problems with solutions*. Environ Manage 2007;40:889–901.
6. Wallace LA. *Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals*. Environ Health Perspect 1991;95:7–13.
7. Ott WR. *Total human exposure: basic concepts, EPA field studies, and future research needs*. J Air Waste Manage Assoc 1990;40:966–75.
8. Vermeire TG, van der Poel P, van de Laar T, Roelfzema H. *Estimation of consumer exposure to chemicals: application of simple models*. Sci Total Environ 1993;136:155–76.
9. Isaacs KK, Glen WG, Egeghy P, Goldsmith M-R, Smith L, Vallero D, Brooks R, Grulke CM, Özkaynak H. *SHEDS-HT: An Integrated Probabilistic Exposure Model for Prioritizing Exposures to Chemicals with Near-Field and Dietary Sources*. Environ Sci Technol 2014;48: 12750–9.
10. INDEX. *Critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU*. Europæiske Kommission, Joint Research Centre, 2005.
11. Anthesis. *Toxics in Carpets in the European Union*, Anthesis Consulting Group, 2018.

-
12. Harrad S, de Wit CA, Abdallah M A-E, Bergh C, Björklund JA, Covaci A, Darnerud PO, de Boer J, Diamond M, Huber S, Leonards P, Mandalakis M, Östman C, Haug LS, Thomsen C, Webster TF. *Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: An important exposure pathway for people?* Environ Sci Technol 2014;44:3221-31.
 13. Winkens K, Koponen J, Schuster J, Schoeib M, Vestergren R, Berger U, Karvonen AM, Pekkanen J, Kiviranta H, Cousins IT. *Perfluoroalkyl acids and their precursors in indoor air sampled in children's bedrooms.* Environ Pollut 2017; 222:423-32.
 14. Scheringer M, Trier X, Cousins IT, de Voogt P, Fletcher T, Wang Z, Webster TF. *Helsingør statement on poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs).* Chemosphere 2014;114: 337-9.
 15. Vorkamp K, Thomsen M, Frederiksen M, Pedersen M, Knudsen LE. *Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor environment and associations with prenatal exposure.* Environ Int 2011;37:1-10.
 16. Cequier E, Ionas AC, Covaci A, Marcé RM, Becher G, Thomsen C. *Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway.* Environ Sci Technol 2014;48: 6827-35.

Hvad ved vi om hudoptagelse af kemiske stoffer fra luften?

Jesper Bo Nielsen, Forskningsenheden for Almen Praksis, Institut for Sundhedstjenesteforskning, Syddansk Universitet
JBNielsen@health.sdu.dk

Huden er en essentiel barriere, der understøtter kroppens homeostase gennem at minimere uønsket væsketab fra hudoverfladen samt temperaturregulering gennem ændret blodgennemstrømning af huden. Men denne barriere er også gennemtrængelig for en lang række kemiske stoffer. Hvilke stoffer og med hvilken hastighed stofferne trænger gennem huden afhænger af stoffernes fysiske-kemiske karakteristika samt af hudens beskaffenhed og

type. Der er primært tale om en passiv diffusion, der tilnærmelsesvis følger Fick's lov. Der findes en række veludviklede prædiktive algoritmer for forskellige kemiske stoffers evne til at trænge ind i og igennem den intakte hud. For de fleste uønskede fremmedstoffer vil koncentrationen af fremmedstof i huden og systemisk være minimal, hvorfor hudoptagelsen vil være proportional med koncentrationen af fremmedstof på hudoverfladen. Den inter-individuelle variation i stoffers hudoptagelse er dog meget stor, blandt andet betinget af, at bare en lettere beskadiget hudbarriere kan resultere i betydelig større hudoptagelse, ligesom huden på for eksempel håndfladerne er meget tykkere end andre steder, hvorfor hudoptagelsen gennem denne hud oftest er mindre end andre steder med tyndere hud. I forhold til hudens barrierefunktion er det vigtigt at huske, at den primære barriere i form af det yderste epidermis alene er en cirka 50 µm tyk barriere (stratum corneum) bestående af flere lag af døde hudceller. Det er denne skrøbelige barriere, vi sætter vores lid til i forhold til opretholdelse af homeostase og hindring af uønskede stoffers direkte adgang til systemisk påvirkning. Men det er også denne barriere, som vi løbende udfordrer ved uønskede eller uønskede kemiske eksponeringer.

Ønskede hudeksponeringer kan være anvendelse af cremer, lotions, sprays, plastre indeholdende alt fra kosmetik til lægemidler, mens den uønskede ofte er en erhvervs- eller miljømæssig eksponering, der kan tage mange former. Uanset om det er væsker, aerosoler, partikler, eller gasser, så er det stoffernes fysiske-kemiske egenskaber, det areal, der eksponeres samt den koncentration af stof, der er tilgængelig for absorption på hudens overflade, der er afgørende for en mulig hudoptagelse. Eksperimentelle undersøgelser har således påvist hudoptagelse af selv metaller fra meget små metalpartikler betinget af den mængde fri metalion, der er tilgængelig på partiklens overflade efter kontakt med huden.

Der er flere eksempler på arbejdssituationer, hvor hudoptagelsen er den dominerende eksponeringsvej; typisk situationer, hvor man udsættes for residualmængder af kemisk stof på tidligere behandlede emner, eller hvor man har gjort tiltag for at minimere luftvejseksponeringen. Flere kontrollerede eksponeringssituationer med brandmænd under anvendelse af fuldt åndedrætsudstyr har således dokumenteret øgede mængder PAH-forbindelser i udåndingsluften efter aktiv tjeneste, med hudeksponering for forbrændingsprodukter i røggas som eneste erkendte eksponering. Andre undersøgelser under andre forhold har vist, at ved 'kronisk' (7 dage) gasfase-eksponering for 6 udvalgte phthalater var hudoptagelsen større end eller lig med optagelsen gennem luftvejene, ligesom udsættelse for ethylenoxid gas (3000 ppm) resulterede i en signifikant hudoptagelse, der blev forøget ved højere temperatur og luftfugtighed.

Der er således ikke den store tvivl om, at stoffer fra luften kan optages gennem huden. Men betingelsen er, at stofferne når frem til hudens overflade, at der kan opbygges en tilstrækkelig koncentrationsgradient over huden samt at stoffernes fysiske-kemiske egenskaber understøtter en i første omgang optagelse i huden, og en mulighed for efterfølgende transport gennem huden og en systemisk eksponering.

Det er således ikke alle eller alt stof, der når hudens overflade, der optages i huden, og efterfølgende diffunderer gennem huden med en systemisk eksponering til følge. Hudens øverste lag er relativt lipofilt, medens dermis er mere hydrofilt. Det betyder, at visse hydrofile stoffer i betydelig grad forbliver på hudens overflade, medens visse meget lipofile stoffer kan ophobes i overhuden i en periode. Hvorvidt den mængde stof, der er deponeret på huden eller i huden, efterfølgende vil resultere i systemisk eksponering vil også afhænge af forebyggende tiltag.

Basal afvaskning er en særdeles virksom indsats til begrænsning af hudoptagelse. Men selv det stof, der er kommet ind i huden, vil

ikke nødvendigvis resultere i systemisk eksponering, eftersom stoffet også kan diffundere ud igen afhængig af en given koncentrationsgradient, ligesom den kontinuerede afstødning af døde celler fra huden vil tage noget stof med. I forskellige sammenhænge er det blevet foreslået, at man ved at gå i sauna skulle kunne svede kemiske stoffer midlertidigt deponeret i huden ud. Men de ganske få undersøgelser, der er lavet omkring denne problemstilling, indikerer det modsatte - nemlig at opvarmningen resulterer i en øget blodgennemstrømning, der udløser en signifikant forøget systemisk optagelse af stof i huden. Hvordan man egentlig bedst beskytter sig mod eksponeringer i gasform er ikke afklaret, og et interessant studie fra 2017 indikerer sågar, at man ved tildækning af huden med bomuldsstof under udsættelse for ethyleoxid (3000 ppm) vil opnå i en 5 gange forøget hudoptagelse.

På baggrund af den forholdsvis begrænsede litteratur på området er der således al mulig grund til at være opmærksom på hudoptagelse som en relevant eksponeringsvej ved udsættelse for kemiske stoffer på gasform, herunder hvorvidt trufne forholdsregler i form af tildækning reelt er en beskyttelse. Der efterspørges flere velvaliderede studier.

A "Skinful" of Secrets: Dermal Uptake of Phthalates and Nicotine Directly from Air and Clothing

Gabriel Bekö, International Centre for Indoor Environment and Energy, Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark.

gab@byg.dtu.dk

Building occupants are exposed to manmade chemicals. Exposure in the indoor environment can occur via non-dietary ingestion (e.g. indoor dust), inhalation and dermal absorption including dermal uptake directly from air. The extent of dermal uptake from air has been previously studied for volatile organic compounds (VOC). Little is however known about its role for semivolatile organics (SVOC) and therefore this exposure pathway is often

neglected in exposure assessments. Recent modeling efforts indicate that direct uptake of certain SVOCs from air may occur. Experimental verification of this hypothesis is emerging. Recent studies have demonstrated that dermal uptake of certain phthalates directly from air can be comparable to or larger than the corresponding intake from inhalation.

Weschler et al. (1) conducted the first experimental study investigating the contribution of transdermal exposure to total intake of two phthalates – diethyl phthalate (DEP) and di-n-butyl phthalate (DnBP). Six human subjects were exposed for six hours in a chamber to air containing known concentrations of DEP and DnBP. In one set of experiments the subjects, clothed in only shorts, wore a hood and breathed phthalate free air (dermal exposure). In another set of experiments, the subjects were exposed without wearing a hood (dermal exposure and inhalation). Metabolites of DEP and DnBP were measured in urine. The study experimentally demonstrated for the first time that dermal uptake directly from air can be a meaningful exposure pathway for phthalates. For DEP, the median normalized dermal uptake directly from air was $4.0 \mu\text{g}/(\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ in air})$ compared with an inhalation intake of $3.8 \mu\text{g}/(\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ in air})$. For DnBP, the median dermal uptake from air was $3.1 \mu\text{g}/(\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ in air})$ compared with an inhalation intake of $3.9 \mu\text{g}/(\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ in air})$. Although the urine concentrations of MEP (metabolite of DEP), MnBP, and 3OH-MnBP (metabolites of DnBP) peaked shortly after the participants left the chamber, the urine concentrations were still two or more times greater than background 40 hours after leaving the chamber. This indicated a lag between dermal absorption and uptake into the blood, which would not be anticipated for ingestion or inhalation.

To assess the influence of clothing on dermal uptake of semi-volatile organic compounds from air, Morrison et al. (2) measured uptake of the two airborne phthalates for an individual wearing clean clothes or air-exposed clothes

and compared these results with dermal uptake for the bare-skinned individuals under otherwise identical experimental conditions. An individual was exposed to known concentrations of DEP and DnBP for 6 hours in a climate chamber while breathing clean air through a breathing hood. Urinary metabolites of the two phthalates were measured. The individual wore either fresh clean cotton clothes or cotton clothes that had been exposed to the same chamber air concentrations for 9 days. When compared against the average results for bare-skinned participants (Weschler et al. (1)), clean clothes were protective, decreasing the uptake 3.2 to 5.6 times. Exposed clothes increased dermal uptake for DEP and DnBP by factors of 3.3 and 6.5, respectively. Wearing clothing that has adsorbed/absorbed indoor air pollutants can increase dermal uptake of SVOCs by substantial amounts relative to bare skin.

Direct absorption from air is also anticipated to be significant for other semivolatile organic compounds whose molecular weight and skin lipid/air partition coefficient are in the appropriate range. Bekö et al. (3) exposed six non-smoking participants to gaseous nicotine over 5 hours while breathing clean air through a hood. Four of the participants wore only shorts and two wore a set of clean clothes. One week later, two of the bare-skinned participants were again exposed in the chamber, but they showered immediately after exposure instead of the following morning. The two participants who wore clean clothes on week 1 were now exposed wearing a set of clothes that had been exposed to nicotine. All participants except those wearing fresh clothes excreted substantial amounts of biomarkers, comparable to levels expected from inhalation intake. Uptake for one participant wearing exposed clothes exceeded estimated intake via inhalation by >50%. Biomarker excretion continued during the entire urine collection period (84 hours post exposure), indicating that nicotine accumulates in the skin and is released over several days. Absorbed nicotine was significantly lower after showering in one

subject but not the other. The study demonstrated meaningful dermal uptake of nicotine directly from air. The authors concluded that these findings may be especially relevant for children in homes with smoking and in environments where vaping occurs. The latter is especially of concern, since vaping e-cigarettes is increasingly popular and unregulated in many countries.

Some of the SVOCs present indoors may have adverse health effects or are categorized as potential endocrine-disrupting compounds. It has been suggested that the health effects of a chemical may depend on the pathway of exposure. However, studies that investigate the health consequences of dermal uptake of SVOCs from air are lacking. There is a need to better understand this potentially important exposure pathway. More research is needed before we can fully understand the uptake, distribution, metabolism, elimination and health effects related to the dermal uptake of semivolatile organic compounds commonly encountered in indoor air.

1. Weschler CJ, Bekö G, Koch HM, Salthammer T, Schripp T, Toftum J, Clausen G. *Transdermal uptake of diethyl phthalate and di(n-butyl) phthalate directly from air: Experimental verification*. Environ Health Perspect 2015;123 (10):928-34.
2. Morrison G, Weschler CJ, Bekö G, Koch HM, Salthammer T, Schripp T, Toftum J, Clausen G. *Role of clothing in both accelerating and impeding dermal absorption of airborne SVOCs*. J Expo Sci Environ Epidemiol 2016;26:113-8.
3. Bekö G, Morrison G, Weschler CJ, Koch HM, Pålme C, Salthammer T, Schripp T, Eftekhari A, Toftum J, Clausen G. *Dermal uptake of nicotine from air and clothing: Experimental verification*. Indoor Air 2018; 28:247-57.

Skimmelsvampevækst i bygninger

Ulf Thrane, Statens Byggeforskningsinstitut,
Aalborg Universitet, København
ult@sbi.aau.dk

Der vokser skimmelsvampe i vores bygninger. En bygning indeholder alle de nødvendige ingredienser, nemlig skimmelsvampesporer, fugt og næringsstoffer. Svampesporerne er overalt i luften omkring os, ude som inde, i støv og skidt vi slæber indendørs, ja på alt, vi bringer ind i bygningen. Der er også fugt i vores bygninger, fx bliver der genereret mange liter vand hver dag, bare ved at vi trækker vejret, går i bad, vasker og tørrer tøj og laver mad. Endelig er der også alle de næringsstoffer skimmelsvampene lever af, da de nedbryder komplekse organiske stoffer, og dem er der mange af i alle bygninger. Enten i form af bygningsmaterialerne selv, vores inventar, vores tøj, vores madvarer og i alt det støv og skidt, der uvægerligt er til stede.

Alle svampe er eukaryoter med en kompleks celleopbygning ligesom dyr og planter. Undersøgelser af slægtskabet mellem levende organismer – Livets Træ (Tree of Life – www.tolweb.org) – har vist, at svampe er tættere beslægtet med mennesker og dyr end med planter. Skimmelsvampe er en løst afgrænset del af Svamperiget, der menes at omfatte 1,5 – 5 millioner arter. Heraf skønnes det, at ca. 300.000 arter er skimmelsvampe. Så mange forskellige svampe vokser der dog ikke i vores bygninger. Her er det måske 100-200 arter, der kan vokse i bygninger, hvoraf 15-20 arter kan siges at være de almindeligste. Tallene skal tages med et vist forbehold, da de eksisterende resultater er meget følsomme for valg af metode til svampebestemmelse. Det gælder alle led, lige fra prøvetagningen til den endelige identifikation. Både de klassiske dyrkningsbaserede metoder og DNA baserede metoder er selektive og tilføjer derfor støj og usikkerhed til resultaterne, men der er et løbende udviklingsarbejde med at forbedre metoderne.

Skimmelsvampe består af rørformede celler (hyfer), der tilsammen danner et netværk (mycelium), der er selve svampen. Hyferne er 2-20 μm i diameter og kan blive flere meter lange, og på disse danner skimmelsvampene sporedannende strukturer, der frigiver sporerne. De forskellige skimmelsvampe danner sporerne på lidt forskellig måde, men generelt dannes de frit ud i luften, og det giver svampen et loddent eller uldent udseende. Nogle skimmelsvampe danner sporer i lange tørre kæder, andre i forgrenede strukturer eller i slimdråber, og hertil kommer en stor diversitet i sporerne form og størrelse, der spænder fra *Penicillium* og *Aspergillus* arternes runde encellede sporer (2-5 μm i diameter) til *Cladosporium* og *Alternaria* arternes flercellede sporer, der kan være op til 5×60 μm store.

Den vigtigste parameter for skimmelsvampevækst er fugt, og det bedste man kan gøre for at holde skimmelsvampene væk er at holde sin bolig tør. Det er bare lettere sagt end gjort. Bygningerne kan være dårligt bygget og vedligeholdt, så regn kan sive ind i konstruktionen, eller der kan ske ulykker som sprængte vandrør og oversvømmelser fra kloakker og skybrud, der kan få store mængder vand til at løbe ind. Egentlige uheld og ulykker er svære at sikre sig imod, men i forhold til vedligehold og de almindelige aktiviteter kan man gøre meget selv. Varm luft kan indeholde mere vand end kold luft, fx kan luft ved 22 °C indeholde ca. 20 g vand pr m^3 , mens luft ved 15 °C kun kan indeholde 13 g vand pr m^3 . Overskrides disse værdier dannes der kondens, ligesom på ydersiden af en kande isvand, der sættes på bordet en varm og fugtig sommerdag. Gennem de daglige aktiviteter øger vi vandindholdet i luften, og når den varme indendørsluft møder en køligere overflade, fx en ydervæg eller en vinduesramme, skal der ikke mange graders temperaturfald til, før der bliver så fugtigt på overfladen, at svampene kan begynde at vokse. Skimmelsvampe behøver ikke flydende vand i form af kondens, hvor vandaktiviteten (aw) er 1,0 for at kunne vokse, men begynder at vokse, når aw er ca.

0,75. Det svarer til at materialet er i fugtmæssig ligevægt med luft, hvor den relative fugtighed er 75 %, dvs. ca. 15 g vand pr. m^3 ved 22 °C. Det er vigtigt at pointere, at det er fugtforholdene i mikromiljøet på overfladen, der er afgørende, og her er der små huller og ujævnheder, der bevirker, at der ofte dannes små lommer med vand, der vil initiere svampevæksten.

Svampesporernes lidenhed betyder, at de let kan sætte sig på en materialeoverflade, og hvis den lokale opfugtning er høj nok, vil sporen begynde at spire og dermed sætte gang i svampevæksten. Sporer fra *Cladosporium* arter starter spiringen efter kun en times opfugtning, så selv kortvarig kondensdannelse kan medføre skimmelsvampevækst. Er væksten først gået i gang, vil svampen fortsætte med at vokse, selvom fugtniveauet skulle falde. Umiddelbart kan det se ud som om skimmelsvampevæksten er begrænset til overfladen af materialerne, men hyferne er meget plastiske og er i stand til at trænge gennem porer, der er ned til 0,3 μm . På denne måde kan svampene vokse gennem tapet, glasvæv, puds og ind i fx porebeton. I disse miljøer kan opfugtningen være højere end på overfladen, og derfor kan svampene vokse i det skjulte.

Svampenes mycelium og sporer indeholder proteiner, glycopeptider og β -glucaner, der kan føre til allergi, inflammatoriske reaktioner og påvirke vores immunsystem. Under væksten danner svampene også nogle specialiserede kemiske forbindelser, der frigives til omgivelserne eller lejres i biomassen, som en del af svampenes kemiske beredskab for at kunne klare sig i det givne økologiske miljø. Fx ved vi, at nogle forbindelser er toksiske, nogle er antibakterielle, nogle beskytter mod UV-lys og nogle er attraktanter, men der er mange kemiske forbindelser, vi ikke kender funktionen af. Men vi ved, at nogle mennesker påvirkes stærkt af svampenes kemi. Udover allergiske reaktioner reagerer nogle mennesker på skimmelsvampenes lugtstoffer, der samlet omtales som mVOCer (microbial Volatile Organic Compounds). Det er de forbindelser,

der bl.a. giver den karakteristiske lugt af jordslåethed eller ”gammel kælder”, man kan erkende i en bygning med skimmelsvampevækst uden at kunne se skimmelsvampen. Skimmelsvampevæksten kan være skjult inde i bygningens konstruktion, men lugtstofferne kan sagtens sive ud i rummet til gene for bygningens brugere.

Så der er god grund til at undgå skimmelsvampevækst i bygninger. Hold bygningen i god stand og sørg for at holde fugtniveauet lavt – se flere gode råd på www.skimmel.dk

Udredning af ”skimmelpatienten” Er skimmelsvampe i indeklimaet årsag til symptomer og sygdomme?

*Harald Meyer, Arbejds- og Miljømedicinsk
Afdeling, Bispebjerg Hospital.*
harald.william.meyer@regionh.dk

Den videnskabelige litteratur giver ikke et entydigt svar. Adskillige artikler finder signifikante associationer mellem udsættelse for skimmelsvampe og symptomer/sygdomme, mens ligeså mange ikke gør. Som altid handler det om de reelle doser, man bliver udsat for, og hvilke mekanismer, der gør sig gældende (irritation versus allergi). Der er enighed om, at skimmelsvampe udgør en ”Hazard”, men hvornår udgør de en reel ”Risk”? Oversigtsartikler og review fra WHO er enige om, at fugt i bygninger (hvor der også forekommer skimmelsvampe) er en sikker ”Risk”.

Hvorfor henvises ”skimmelpatienten” til Arbejds- og Miljømedicins Afdeling?

Den praktiserende læge og patienten/familien har typisk en forventning om at:

- få hjælp til opklaring af årsagen til symptomerne/sygdommen
- få hjælp i en nogle gange vanskelig kamp med husejere/arbejdsgivere, om at få boligen/arbejdspladsen renoveret
- få hjælp til en evt. arbejdsskadesag

Hvordan udreder vi ”skimmelpatienten”?

- Grundigt interview både om de bygningsmæssige forhold og om symptomer, med særlig fokus på tidsmæssig sammenhæng
- Gennemgang af foreliggende bygningsrapporter
- Klinisk objektiv undersøgelse
- Lungefunktionsundersøgelse, peakflow-monitorering, allergiblodprøver
- Yderligere udredning ved andre specialer som lungemedicin, allergiklinik, hudafdeling
- Besøg på arbejdspladsen/boligen for yderligere bedømmelse af eksponeringen, evt. sammen med repræsentant fra kommunen (tidligere evt. også med embedslæge eller Arbejdstilsynet). Evt. opsætning af data-logger, hvis der ikke foreligger bygnings-tekniske data.
- Diskussion af sagen på afdelingens lægekonference samt evt. på fælleskonference med lungemedicinere, røntgenlæger, allergologer og hudlæger.
- Konklusion om hvorvidt vi mener der er en reel risiko og årsagssammenhæng samt råd om hvordan patienten skal forholde sig/undgå yderligere skadelig eksponering.

Indeklima i danske klasseværelser

*Geo Clausen, Center for Indeklima og Energi,
DTU Byg*
gc@byg.dtu.dk

Danske folkeskoler er efter folkeskolereformen i 2014 blandt de skoler i verden, hvor eleverne tilbringer mest tid. Eleverne tilbringer i gennemsnit 10.960 timer i folkeskolen i løbet af deres skolegang, hvor gennemsnittet på verdensplan ligger på 7.540 timer ifølge OECD (1). Dette svarer til, at de danske folkeskoleelever tilbringer ca. 20 % af deres vågne timer i skolen pr. år. Elevernes trivsel i skolen er således af større betydning nu end nogensinde før.

Folkeskolerne i Danmark er bygget fra før 1800-tallet til i dag. Ca. 50 % af skolebygningerne blev bygget i 1960'erne og 1970'erne, og ca. 10 % af bygningerne er blevet bygget efter at der for første gang optrådte ventilationskrav til lokaler i Bygningsreglementet fra 1995, BR95. I et tillæg til Bygningsreglementet fra 1995 blev der i 2006 for første gang introduceret et energiramme krav til bygninger (som vi kender dem i dag), og under 5 % af skolebygningerne er opført herefter. Størstedelen af skolebygningerne er forældede i forhold til nutidens standarder, og der er således et behov for opgradering af skolerne.

Indeklimaet i de danske skoler er i det seneste årti grundigt undersøgt (2,3). I den seneste undersøgelse fra 2017 blev indeklimaet i 245 klasseværelser undersøgt (4). Undersøgelserne viste, at der stadig er udbredte problemer med indeklimaet i de danske folkeskoler. Især klasseværelsernes ventilationsforhold er utilstrækkelige i forhold til gældende retningslinjer. I 91% af de 245 undersøgte klasseværelser oversteg koncentrationen af CO₂ på et eller andet tidspunkt i løbet af skoledagen den anbefalede øvre grænse på 1000 ppm. I gennemsnit var grænsen overskredet i 47 % af skoletiden i fyringssæsonen og 12 % uden for fyringssæsonen. De gennemsnitlige CO₂-koncentrationer i faglokaler var generelt lavere end 1000 ppm, både i og uden for fyringssæsonen. I disse lokaler overskred CO₂-koncentrationen 1000 ppm i 9 % af skoletiden i fyringssæsonen og i 7 % uden for fyringssæsonen. Dette kunne tilskrives lavere anvendelsesfrekvens samt at nogle lokaler havde procesventilation. Det var hyppigt for varmt i klasseværelserne og i de andre lokaler, både i og uden for fyringssæsonen. I klasseværelserne var den øvre grænse på 26°C overskredet i 2 % af skoletiden i fyringssæsonen og 18 % uden for fyringssæsonen. De høje temperaturer kunne i fyringssæsonen tilskrives en kombination af høj persontæthed og utilstrækkelig temperaturstyring, mens solindfald i sommermånederne også forårsagede høje temperaturer. I en del af klasseværelserne blev der målt høje lydtrykniveauer. I 63 % af

brugstiden var lydtrykniveauet højere end 65 dB(A). Det var dog ikke muligt at skelne mellem lyd fra undervisningsaktiviteter, tekniske installationer og udefrakommende støj. Der var generelt gode muligheder for at opnå passende belysning i klasselokalerne, men disse muligheder blev ikke udnyttet. Således blev der målt belysningsstyrker under den anbefalede nedre grænse på 300 lux i 49 % af brugstiden i fyringssæsonen og i 37 % af brugstiden uden for fyringssæsonen.

Det var ikke muligt at finde særlige bygningsmæssige egenskaber som f.eks. typologi eller byggeår, der i sig selv kan benyttes til at udpege skoler med det værste indeklima. Derimod havde ventilationsforholdene afgørende betydning for luftkvaliteten. I klasseværelser med manuel naturlig ventilation oversteg CO₂-koncentrationen den anbefalede øvre grænse på 1000 ppm i 66 % af brugstiden. Med balanceret mekanisk ventilation oversteg CO₂-koncentrationen denne grænse i 31 % af brugstiden (begge i fyringssæsonen).

Referencer

1. *Education at a Glance 2016: OECD Indicators*, OECD Publishing, Paris, 2016.
<http://dx.doi.org/10.1787/eag-2016-en> d. 12-04-2018
2. Andersen B, Clausen G, Larsen EM, Menå HR. *Elever undersøger indeklima i klasselokaler – rapport*.
3. *Om resultater fra Masseeksperiment 2009*. Dansk Naturvidenskabsfestival 2009.
4. Clausen, G, Toftum J, Andersen B. *Indeklima i klasselokaler – resultater*. Danish Science factory 2014.
5. Clausen, G, Dam-Krogh E, Toftum J. *Indeklima i skoler*. Realdania, 2017.

Klasseværelsets indeklima og elevernes trivsel og præstation

Jørn Toftum, Center for Indeklima og Energi,
DTU Byg
jt@byg.dtu.dk

Ved DTUs Center for Indeklima og Energi er der i de senere år gennemført en række undersøgelser af indeklimaet i danske klasseværelser og hvad det betyder for elevernes trivsel og præstationer. Undersøgelserne, der supplerer beslægtede udenlandske studier, har omfattet kortlægninger af indeklima i udvalgte skoler landet over (1-3), interventioner for at undersøge oplevelse af og reaktion på klasseværelsets indeklima og ventilation (4,5) og samkøring og analyse af indeklimadata med nationale testresultater og fraværsregistreringer (6).

Generelt lever indeklimaet på mange skoler ikke op til nuværende standarder. Konsekvenserne rammer både elever og lærere, som trives ringere, har større fravær og får mindre udbytte af undervisningen. Eksempelvis blev fem forskellige løsninger til at opgradere skolers ventilation afprøvet i en nyligt afsluttet interventionsundersøgelse (4). I seksugers forsøgsperioder, både i og udenfor fyringssæsonen, blev klasseværelserne i en uge ad gangen ventileret af den anvendte løsning eller ved manuel åbning af vinduer og døre som før ombygningen. Eleverne bedømte deres oplevelse af indeklimaet, symptomer som koncentrationsbesvær eller hovedpine, og de udførte sproglige og matematiske opgaver for at bedømme, hvor godt de kunne arbejde, tænke logisk og koncentrere sig. I opvarmningssæsonen forbedrede alle de afprøvede ventilationsløsninger luftkvaliteten i klasseværelserne, om end i forskellig grad. Generelt var der størst kontrast mellem aktiv og inaktiv ventilation i de spørgsmål, hvor der kunne forventes en effekt, såsom eksempelvis luftens friskhed. Eleverne arbejdede generelt langsommere med en højere CO₂ koncentration i klassen, hvilket svarer til resultaterne af flere tidligere tilsvarende undersøgelser.

Ved at kombinere målinger i mere end 700 klasseværelser med nationale testresultater fandt Toftum et al. (8) ligeledes, at elever i skoler med balanceret mekanisk ventilation eller mekanisk udsugning scorede højere end elever i klasseværelser med ventilation via manuel åbning af vinduer. Derimod kunne der ikke påvises en forskel i omfanget af sygefravær mellem skoler med de forskellige ventilationstyper med de data, der var til rådighed. Klasser med et højt sygefravær præsterede til gengæld ringere i de nationale test end klasser med et lavt sygefravær. Der var således en ret direkte sammenhæng mellem sygefravær og indlæring.

Samlet set er der efterhånden et ret robust grundlag, baseret på både danske og udenlandske studier, som dokumenterer, at klasseværelsens indeklima påvirker elevernes trivsel, præstation og sygefravær.

Referencer

1. Andersen B, Clausen G, Larsen EM, Menå H. *Elever undersøger indeklima i klasselokaler - rapport om resultater fra Masseeksperiment 2009*. Dansk Naturvidenskabsfestival 2009.
2. Clausen G, Toftum J, Andersen B. *Indeklima i klasselokaler – resultater*. Danish Science factory 2014.
3. Clausen G, Dam-Krogh E, Toftum J. *Indeklimaet i danske folkeskoler - skoler, klasseværelser og faglokaler*. Formidlingsrapport WP2.2, 2.3 og 2.4. Realdania 2016.
4. Toftum J, Wargocki P. *Effective Energy-efficient Classroom Ventilation for Temperate Zones*. Final report ASHRAE Research Project 1624-RP. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, 2017.
5. Hammelev A. *Window integrated heat recovery for improvement of indoor climate in schools*. M.Sc.-thesis. International Centre for Indoor Environment and Energy, Technical University of Denmark, 2017.

-
6. Toftum J, Kjeldsen BU, Wargocki P, Menå HR, Hansen EMN, Clausen G. *Association between classroom ventilation and learning in Danish schools*. Building and Environment 2015; (92):494–503.
doi:10.1016/j.buildenv.2015.05.017.

Undersøgelse af indeklimaet i børneværelser og daginstitutioner

Lone Mikkelsen og Chr. Jarby, Det Økologiske Råd

lone@ecocouncil.dk og cj@ecocouncil.dk

Det Økologiske Råd afsluttede medio 2016 et pilotprojekt, hvor indeklimaet i børneværelser blev undersøgt. Arbejdet blev udført i samarbejde med Astma-Allergi Danmark, Statens Byggeforskningsinstitut, Københavns Universitet og Green Lab Brugerinnovation. Realdania støttede projektet som en del af en generel indsats for at styrke kampen mod dårligt indeklima for børn.

Resultaterne peger på, at vores børn i mange tilfælde i løbet af dagen og natten opholder sig i et usundt indeklima, der påvirker deres sundhed. Kemikalier, CO₂, fugt og ultrafine partikler på børneværelset påvirker nemlig børns sundhed og trivsel, herunder søvn og indlæringssevne samt fysisk udvikling.

Det Økologiske Råd har været projektleder på projektet, hvor fokus på børneværelser var valgt ud fra, at særligt børn er følsomme over for et dårligt indeklima.

I projektet inddrog vi den eksisterende forskning og undersøgelser af indeklimaet foretaget i børneværelser samtidig med, at vi lavede nye undersøgelser på børneværelserne. Der blev målt på tilstedeværelse af to typer af kemikalier (ftalater og fosforbaserede flamme-hæmmere), CO₂-koncentration, temperaturudsving og relativ luftfugtighed samt mængden af ultrafine partikler, som typisk udledes ved madlavning, stearinlys og brændefyring.

Resultaterne fra projektet blev præsenteret i to DR Kontant-udsendelser og gav i øvrigt anledning til megen presseomtale mm.

På baggrund af resultaterne fra børneværelsesprojektet gennemføres der i 2017/18 et tilsvarende pilotprojekt i 20 daginstitutioner. Dette projekt er ligeledes støttet af Realdania.

I forhold til pilotprojektet med børneværelser er der i institutionsprojektet mindre fokus på den adfærdsmæssige kommunikation rettet mod personalet i daginstitutionerne, da personalets tid primært bruges til den direkte omsorg for børnene. Derved kommer der mere fokus på bygningstypen, herunder indretning, ventilationsinstallationer og endvidere kommunikation til de ansvarlige kommuner og evt. bygherrer.

Børn, der går i daginstitution, opholder sig her typisk 6-9 timer dagligt, og i dette tidsrum er de, som i børneværelset, udsat for kemikalier, bioeffluenter (hvor CO₂ er indikator), temperaturudsving, variationer i dagslysforhold over døgnet, fugt samt ultrafine partikler og radon. De mindre børn sover desuden i daginstitutionen om dagen, ofte i lukkede rum, hvor der også befinder sig legetøj mm. Disse indeklimaparametre er ved at blive undersøgt og resultaterne forventes klar ved udgangen af 2018.

Set på internet

Rapporter

Kemiske stoffer

Cosmetovigilance in the Netherlands 2016–2017, RIVM Report 2018-0036.

<https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=573c2676-c1f6-49e5-973e-e459b1597644&type=pdf&disposition=inline>

Dietary sources of exposure to bisphenol A in the Netherlands, RIVM Letter report 2017-0187.

<https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=ee86bb1a-d08b-447a-bef4-12fb15f13254&type=pdf&disposition=inline>

Exposure to and toxicity of methyl-, ethyl- and propylparaben: A literature review with a focus on endocrine-disrupting properties, RIVM 2018.

<https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=c9762c40-21f5-4b0d-a045-8f61ee2a7f4c&type=pdf&disposition=inline>

Kemikaliefølg i den nordiska miljø- och klimatsektorns samarbetsprogram 2019–2024: – rapport från en workshop med nordiska kemikaliemyndigheter. Nordiske Arbejdspapirer 2018:901. Nordisk Ministerråd.

<http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1186355&dswid=3926>

Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 162. Kortlægning og risikovurdering af kemiske stoffer i cykelhjelme, Miljøstyrelsen 2018.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/02/978-87-93614-65-9.pdf>

Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 164. Kortlægning af konserveringsmidler i vaske- og rengøringsmidler, Miljøstyrelsen 2018.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/03/978-87-93614-82-6.pdf>

Monitoring data on pesticide residues in food: results on organic versus conventionally produced food, EFSA 2018.

<https://www.efsa.europa.eu/en/supporting/pub/1397e>

Luftforurening

Dynamic Three-Dimensional Air Pollution Exposure Model for Hong Kong, Research Report 194, The Health Effects Institute, 2018.

<https://www.healtheffects.org/publication/dynamic-three-dimensional-air-pollution-exposure-model-hong-kong>

Measurements of emissions of EC, OC and other pollutants from residential wood combustion in the Nordic countries. Nordiske Arbejdspapirer; 2017:920, Nordisk Ministerråd.

<http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1172866&dswid=3926>

State of Global Air 2018, The Health Effects Institute, 2018.

<https://www.healtheffects.org/announcements/state-global-air-2018-over-7-billion-people-face-unsafe-air>

Miljøprojekt nr. 1958. Luftemissioner fra halmfyr, Miljøstyrelsen 2017.

<http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/okt/luftemissioner-fra-halmfyr/>

Miljøprojekt 1969. Laboratiemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker, Miljøstyrelsen 2017.

<http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/dec/laboratiemaalinger-af-emissioner-fra-braendeovne-ved-forskellige-fyringsteknikker/>

Støj

Cardiovascular and metabolic effects of environmental noise: Systematic evidence review in the framework of the development of the WHO environmental noise guidelines for the European Region, RIVM Report 2017-0078

<https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=9d31cd9f-abc5-4f88-9047-f9f132e4c065&type=org&disposition=inline>

Andet

Human biomonitoring at food authorities: Human biomonitoring as a tool in policy making. TemaNord, ISSN 0908-6692; 2018:512.

<http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1198501&dswid=3926>

Miljösamarbetet i Östersjöregionen: Ett exempel på en fredlig dialog. ANP; 2018:736. Nordisk Ministerråd.

<http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1185836&dswid=3926>

New ECHA website informs consumers about chemicals, including information on nanomaterials.

<http://www.safenano.org/news/news-articles/new-echa-website-informs-consumers-about-chemicals,-including-information-on-nanomaterials/>

SweNanoSafe, ny hjemmeside fra Swetox.

<http://swenanosafe.se/>

Årsberetning fra Arbejds- og Miljømedicinsk Afdeling, Bispebjerg Hospital.

https://www.bispebjerghospital.dk/afdelinger-og-klinikker/arbejds-og-miljoemedicinsk-afdeling/om-afdelingen/Documents/Bispebjerg_Aarsberetning_2017.pdf

Kalender 2018

Der kan laves links til møder og konferencer via adressen:

<http://miljoogsundhed.sst.dk/kalender/index.html>

Juni

2.-3. juni: Environmental Endocrine Disruptors (GRS) Gordon Research Seminar. The Future of EDC Research: Cutting-Edge Techniques for Identifying Candidate EDCs and Novel Assays to Investigate Potential Health Outcomes, Les Diablerets, Schweiz.

3-8. juni: Environmental Endocrine Disruptors, Gordon Research Conference, Les Diablerets, Schweiz.

6.-8. juni: Risk Analysis 2018: 11th International Conference on Risk Analysis and Hazard Mitigation, Sevilla, Spanien.

18.-22. juni: RAD 2018 Conference on Radiation and applications in various fields of research, Ohrid, Makedonien.

19.-21. juni: Air Pollution 2018: 26th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution. Napoli, Italien.

20.-22. juni: Environmental Impact 2018: 4th International Conference on Environmental and Economic Impact on Sustainable Development, Napoli, Italien.

22.-23. juni: 1st Global Conference on Health, Agriculture and Environmental Sciences, Melbourne, Australien.

22.-24. juni: 3rd International Conference on Nanotechnology and Nanomaterials in Energy (ICNNE 2018), Milano, Italien.

25.-28. juni: International Conference on Emerging Contaminants, Oslo, Norge

Juli

8.-13. juli: Microbial Toxins and Pathogenicity, Gordon Research Conference, Waterville Valley, NH.

11.-12. juli: World Congress on Environmental Toxicology and Health, Sydney, Australien.

15.-20. juli: Microbiology of the Built Environment, Gordon Research Conference, Biddeford, ME.

22.-27. juli: The 15th Conference of the International Society of Indoor Air Quality & Climate (ISIAQ), Philadelphia, PA, USA.

23-26. juli: 18th International Conference on Nanotechnology Cork, Irland.

August

12.-15. august: 17th International Congress of Circumpolar Health (ICCH17), København.

24.-26. august: International Conference on Nano Science & Technology, Sapporo, Japan.

26.-30. august: ISES-ISEE Joint Annual Meeting, Ottawa, Canada,

27.-29. august NIVA: From Research to Practice in Occupational Health and Safety, København.

September

2.-7. september: 10th International Aerosol Conference, St. Louis, MO, USA.

16.-19. september: The human Microbiome, Heidelberg, Tyskland.

Oktober

15.-16. oktober: 3rd International Conference on Environmental Health & Preventive Medicine, Warszawa, Polen.

23.-24. oktober: Sikkerhed og risici ved tekniske nanomaterialer, Malmø, Sverige.

26.-29. oktober: The 7th International Conference on Nanostructures, Nanomaterials and Nano-engineering, Hokkaido, Japan.

Kalender 2019

17.-18. januar: 2nd International Conference on Microbiota-Gut-Brain Axis: Mind Mood and Microbes, Amsterdam, Holland..

1.-3. april. 2nd international conference of the Food Allergy Forum, Amsterdam, Holland.

6.-8. maj: Fifth World Congress on Risk, Cape Town, Sydafrika.

26.-28. juni: Air Pollution 2019, Aveiro, Portugal.

15.-18. juli: International Congress of Toxicology (ICT), Honolulu, Hawaii, USA.

25.-30. august European Aerosol Conference (EAC 2019), Göteborg, Sverige.

25.-28. august: Thirty-First Conference of the International Society for Environmental Epidemiology, Utrecht, Holland.

NB! Bidrag til kalenderen modtages gerne,

hib@sst.dk

Skriv til **miljø og sundhed**

skriv om forskningsresultater

skriv til synspunkt

skriv et mødereferat

send nye rapporter

husk også kalenderen

Ring, skriv eller send en e-mail til:

Hilde Balling
Sundhedsstyrelsen
Islands Brygge 67
2300 København S
tlf. 72 22 74 00, lokal 77 76
e-mail hib@sst.dk

<http://miljoogsundhed.sst.dk>

også hvis du bare har en god idé!