

LUND UNIVERSITY

Mönsteranalys av inomhusluft. Undersökning av luftkvaliteten i sjuka hus med flytspackelproblem

Bornehag, Carl-Gustaf

1994

Link to publication

Citation for published version (APA):
Bornehag, C.-G. (1994). *Mönsteranalys av inomhusluft. Undersökning av luftkvaliteten i sjuka hus med flytspackelproblem*. [Doktorsavhandling (monografi), Avdelningen för Byggnadsfysik]. Byggforskningsrådet (BFR).

Total number of authors:
1

General rights
Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.
• Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
• You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
• You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: https://creativecommons.org/licenses/

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

CARL-GUSTAF BORNEHAG

Mönsteranalys av inomhusluft

R23: 1994

Undersökning av luftkvaliteten i sjuka hus med flytspackelproblem

BYGGFORSKNINGSRÅDET

R23:1994

MÖNSTERANALYS AV INOMHUSLUFT

Undersökning av luftkvaliteten i sjuka hus med flytspackelproblem

Carl-Gustaf Bornehag

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 900150-6
från Byggforskningsrådet till Svenska Bostäder AB.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblekt papper.

R23:1994

ISBN 91-540-5654-3
Byggforskningsrådet, Stockholm

gotab 11346, Stockholm 1994

Vi börjar långsamt ana att den rymd
vi färdas fram i är av annat slag
än vad vi tänkte var gång ordet rymd
på Jorden kläddes med vår fantasi.
Vi börjar ana att vår vilsegång
är ännu djupare än först vi trott
att kunskap är en blå naivitet
som ur ett tillmätt mått av tankesyn
fått den idén att Gåtan har struktur.
Vi anar nu att det vi kallar rymd
och glasklarhet kring Aniaras skrov
är ande, evig ande, ogripbar
att vi förlorat oss i andens hav.

Harry Martinson.

Aniara. 1956.

Till Svante och Signe

Referat

Den hälsomässiga effekten som rapporteras i samband med sjuka-hus syndromet (SBS), vars orsak är okänd, kan betraktas som ett mönster av icke specifika symptom såsom irritationer i ögon, näsa och mun, upplevelser av torra slemhinnor och hud, hudrodnad, mental trötthet och upplevelse av svag men ihållande lukt. Även exponeringar i inomhusluften kan beskrivas som ett mönster av en mängd olika ämnen, exempelvis VOC, partiklar, sporer m.m. Detta innebär att en av svårigheterna med att undersöka SBS-problem är att koppla mönster av symptom till mönster av föroreningar, vilket är mycket komplicerat.

Syftet med den genomförda studien har varit att (a) undersöka om det fanns mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar (eg. VOC) mellan bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel, (b) avgöra om eventuella kritiska substanser kunde hänföras till golvkonstruktionen, (c) studera hur tekniska faktorer (eg. ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) var kopplade till eventuellt kritiska VOC-ämnen, (d) undersöka om det fanns skillnader i symptommönster för boende i lägenheter med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel.

Tekniska mätningar och enkätundersökningar med avseende på de boendes klagomål på inomhusmiljön gjordes i tre bostadsområden. Två områden med uttalade flytspackelproblem (SBS) och ett friskt referensområde. De tre bostadsområdena kunde indelas i nio olika gårdar med 50-130 lägenheter per gård. Enkätundersökningar gjordes i de nio gårdarna med en svarsfrekvens på 75-90 % (n=1309). Tekniska mätningar genomfördes i 6-10 slumpmässigt utvalda lägenheter i varje gård (n=66). De tekniska mätningarna innefattade VOC i inomhusluften (eg. TVOC, enskilda ämnen), specifik emission av VOC från golvkonstruktionen (FLEC), ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet m.m. Mönsteranalyser gjordes med Hierchical Cluster Analysis (HCA) och Principal Component Analysis (PCA)).

Studien har inte kunnat identifiera någon enskild faktor (eg. TVOC, enskilda VOC-ämnen, naturliga grupper av VOC-ämnen) som på ett konsistent sätt kunde förklara de upplevda problemen. Mönsteranalysen kunde emellertid identifiera 8 kritiska ämnen som kunde associeras till lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel. Dessa 8 ämnen var bensaldehyd, oktanal, heptanal, dekanal, nonanal, 2-etylhexanol, metylheptenon, oktan. Studien visade vidare att andelen kritiska ämnen av TVOC var signifikant högre i inomhusluften i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel. De två enskilda VOC-ämnena bensaldehyd och 2-etylhexanol kunde eventuellt hänföras till golvkonstruktionen med kaseinhaltigt flytspackel. Det fanns vidare en svag korrelation mellan ammoniak under golvmattor och koncentrationen av 2-etylhexanol i inomhusluften respektive koncentrationen av ammoniak i inomhusluften och en svag korrelation mellan temperatur inomhus och vissa aldehyder i inomhusluften. Slutligen kunde olika mönster av symptom identifieras. Dessa mönster bestod emellertid av naturliga grupper såsom allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom samt klagomål på luftkvaliteten.

Studien har visat att flerfaktoriella analysmetoder (mönsteranalys) kan vara en alternativt sätt att studera SBS-problem. En användning av sådana metoder innebär att stora datamaterial blir mer överskådliga vilket kan ge nya hypoteser. Det kan också innebära att ur sensorisk synvinkel mer relevanta exponeringsmått kan identifieras.

Sökord: SBS, Mönsteranalys, Luftkvalitet, VOC, Enkäter, Kaseinhaltigt flytspackel.

Abstract

The effect side of the Sick Building Syndrome (SBS) - in non-industrial environments - can be regarded as a pattern of different non-specific symptoms like irritations of the eyes, nose and mouth, dry mucous membranes and skin, together with reddening of the skin, mental tiredness and weak but persistent odour. Even the exposure side can be regarded as a pattern of many individual substances in low concentrations (VOC, particles etc.). This means that one of the difficulties in investigating SBS is to link a pattern of symptoms to a pattern of exposures. However, this is rather complicated.

The main objective of this work has been to (a) investigate if there were differences in VOC-patterns in indoor air between residential buildings with and without casein-containing smoothing compound, (b) Investigate if the critical substances (if they were found) could be related to floors incorporating casein-containing smoothing compound, (c) investigate the relationship between ventilation, temperature, relative humidity etc. and critical patterns of VOCs in indoor air, (d) investigate if there were differences in pattern of symptoms by occupants´ of dwellings with and without casein-containing smoothing compound.

Physical measurements and questionnaire surveys were carried out in three residential areas: two having pronounced smoothing compound problems (SBS), and one reference area. The three residential areas could be divided into nine different blocks, with 50-130 apartments per block. Questionnaire surveys were carried out in the nine blocks, and a reply frequency of 75-90 % was obtained (n=1309). Physical measurements were made in 6-10 randomly selected apartments in each block (n=66). These measurements were concerned with VOC in the indoor air (TVOC, individual substances), specific emission of VOC from floor structures, ventilation, temperature, relative humidity of the air and of the concrete structure, ammonia beneath floor coverings and in indoor air etc. Pattern analyses were made with Hierchical Cluster Analysis (HCA) and Principal Component Analysis (PCA).

Analysis of patterns could identify a critical VOC-pattern that could be associated with apartments with casein-containing smoothing compound. This critical pattern consisted of 8 individual substances (benzaldehyde, octanal, heptanal, decanal, nonanal, 2-ethylhexanol, methylheptenone, octane). In addition, the proportion of critical substances relative to that of the total concentration of VOC was significantly higher in apartments with casein-containing smoothing compound. The analyses were not able to identify any specific individual factor (e.g. TVOC, concentration of specific individual substances of natural chemical groups) that could consistently explain the problems experienced. Of the critical substances from the pattern anaysis, 2-ethylhexanol and benzaldehyde could be identified in the emission from the casein-containing smoothing compound. There was also a weak correlation between the concentration af ammonia beneath the floor covering and the individual 2-ethylhexanol and ammonia in indoor air and a weak positive correlation between indoor temperature and the concentration of individual aldehydes in the indoor air. Finally, different pattern of symptoms could be identified. However, the constellations of symptoms that could be distinguished consisted of natural groups such as general, mucous membrane and skin symptoms and complaints about poor air quality.

Keywords: SBS, Pattern Analysis, Indoor Air Quality, VOC, Ventilation, Questionnaire, Caseine-Based Self-Leveling Compound.

MÖNSTERANALYS AV INOMHUSLUFT

Undersökning av luftkvaliteten i sjuka hus med flytspackelproblem

Förord
Summary
Sammanfattning

1 INNEMILJÖ OCH HÄLSA
1.1 Bakgrund och problem 1
1.2 Syfte med undersökningen 6
1.2.1 Hypoteser 6
1.3 Tillvägagångssätt 8
1.4 Disposition och läsanvisning 9

2 HYPOTESER ANGÅENDE ORSAKER TILL SBS I LITTERATUREN
2.1 Fysiska, psykiska och sociala riskfaktorer 11
2.2 Fysiska faktorer 12
2.2.1 Fysikaliska faktorer 12
2.2.1.1 Ventilation 12
2.2.1.2 Temperatur och relativ luftfuktighet 19
2.2.1.3 Fukt i byggnader 22
2.2.2 Kemiska faktorer 25
2.2.2.1 Oorganiska gasformiga ämnen i inomhusluften 25
2.2.2.2 Flyktiga organiska ämnen (VOC) i inomhusluften 26
2.2.2.3 Biologisk modell för VOC som orsak till sjuk-hus syndromet 38
2.2.3 Biologiska faktorer 43
2.3 Psykologiska och sociala riskfaktorer 47

3 METOD
3.1 Översiktlig beskrivning av tre undersökta områden 50
3.2 Enkätundersökningar 53
3.3 Tekniska mätmetoder 54
3.4 Mönsteranalys; Principal Component Analys 57
3.4.1 Princip för PCA 57
3.5 Strategi för genomförda sambandsanalyser 60

4 OHÄLSA I BYGGNADER
4.1 Hälsa och välbefinnande 62
4.2 Sjuka-hus syndromet 63
4.3 Sensoriska reaktioner som grund för upplevelser 67
4.3.1 Olika typer av sensoriska system 68
4.3.2 Sensoriska interaktioner 69
4.3.3 Adaption 70
4.3.4 Multisensoriska perceptioner 71
4.3.5 Lukt och irritationer 71
4.3.6 Överkänslighet 73
4.3.7 Samband mellan sensoriska reaktioner och upplevelser 74
4.3.7.1 Tolkning av resultat från enkätundersökningar 76
4.3.7.2 Olika SBS-index 77
4.4 Objektiva metoder för mätning av irritationer i ögats och näsans slemhinna 80
4.4.1 Metoder för mätningar av ögonirritationer 80
4.4.2 Metod för att mäta irritationer i näsans slemhinna 82

5 SUBSTANSANALYS KONTRA MÖNSTERANALYS

5.1 Bakgrund 83
5.2 Tre olika miljöer 84
5.3 Dos/effekt samband i olika miljöer 85
5.3.1 Industriella miljöer 85
5.3.2 Icke industriella miljöer med sjuka-hus problem 86
5.4 Hypotes angående människans uppfattning av kemiska mönster 87
5.5 Metoder för mönsteranalys 88

6 BESKRIVNING AV FLYTSPACKEL-PROBLEM

6.1 Bakgrund 89
6.2 Beskrivning av konstruktion och flytspackel 90
6.2.1 Konstruktion 90
6.2.2 Sammansättning av flytspackel 90
6.3 Beskrivning av problem 92
6.4 Belagda orsaker och hypoteser 93
6.4.1 Ammoniak och alkalisk fukt 93
6.4.2 Sönderdelning av mjukgörare 95
6.4.3 Nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel 96
6.4.4 Hälsoeffekter 97
6.5 Sammanfattning av flytspackelproblem 97

7 RESULTAT FRÅN ENKÄTUNDER-SÖKNINGAR OCH TEKNISKA MÄTNINGAR

7.1 Resultat från enkätundersökningar 99
7.2 Resultat från tekniska mätningar 105
7.2.1 Flyktiga organiska ämnen (VOC) inne och ute . 105
7.2.2 Ventilation och inomhusklimat 108
7.2.3 Golvfaktorer 108

7.2.4 Samband mellan tekniska faktorer och VOC 109
7.2.4.1 Fukt i betong 110
7.2.4.2 Ammoniak under golvmattor vid kaseinhaltigt spackel ... 110
7.2.4.3 Temperatur inomhus 112
7.2.4.4 Relativ luftfuktighet inomhus 114
7.2.4.5 Ventilation 115
7.2.4.6 Ammoniak och aminer i inomhusluften 116
7.2.5 VOC-system 117

8 SAMBAND MELLAN TEKNISKA MÄTRESULTAT OCH SBS
8.1 Allmänt 121
8.2 Gårdsanalys 124
8.2.1 Mönsteranalys på gårdsnivå (PCA) 124
8.2.2 Sambandsanalys med ursprungliga variabler på gårdsnivå 139
8.2.2.1 Enskilda ursprungliga variabler 139
8.2.2.2 Kritiska ämnen från mönsteranalys 145
8.2.2.3 Försök med olika exponeringsmått för VOC 150
8.2.2.4 Indelning av gårdar efter teknisk utformning 158
8.2.2.5 Inneklimatfaktorernas roll 163
8.2.3 Sammanfattning av gårdsanalys 165
8.3 Individanalys 168
8.3.1 Allmänt 168
8.3.2 Mönsteranalys på individnivå (PCA) 170
8.3.3 Sambandsanalys med ursprungliga variabler på individnivå 173
8.3.3.1 Enskilda ursprungliga VOC-variablers inverkan på symptomförekomsten 173
8.3.3.2 Beräknade exponeringsindex från gårdsanalys 175
8.3.3.3 Ventilationens inverkan på individuella symptom 177
8.3.4 Sammanfattning av individanalys 179

9 KÄLLOR TILL KRITISKA FÖRORENINGAR

9.1 Hypoteser angående golvemissioner 181
9.2 Emissionsmätningar med FLEC 182
9.3 Resultat från emissionsmätningar på golvmaterial 183

10 MÖNSTERANALYS AV UPPLEVELSER

10.1 Bakgrund 185
10.2 Mönsteranalys av enkätsvar 186
10.2.1 Förutsättningar 186
10.2.2 Resultat från mönsteranalys av enkätsvar 186

11 DISKUSSION

11.1 Metod 197
11.1.1 Generella problem vid sjuka-hus studier 197
11.1.2 Vald metod i projektet 198
11.2 Resultat 205
11.2.1 VOC i inomhusluften 205
11.2.1.1 TVOC 205
11.2.1.2 Kritiska VOC-mönster 206
11.2.1.3 Olika exponeringsmått 209
11.2.2 Kritiska ämnens ursprung 211
11.2.3 Ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet 215
11.2.4 Mönster av klagomål 216

12 SLUTSATSER

Litteratur
Bilagor

Förord

Vid undersökningar av sjuka-hus problem gäller å ena sidan att försöka förstå de hälsoproblem som rapporteras vilket kräver kunskaper inom det medicinska och kanske framförallt det psykologiska området. En grundläggande frågeställning torde vara på vilket sätt människan varseblir sin omgivning och vilka faktorer som påverkar bildandet av upplevelser som per definition är psykologiska fenomen. Å andra sidan gäller att försöka förstå det multifaktoriella och dynamiska system som utgör normala inomhusmiljöer i teknisk bemärkelse vilket kräver en annan typ av kunskap. Av detta följer att sjuka-hus problematiken har en tvärvetenskaplig profil där man har att hantera och försöka koppla data från olika ämnesområden till varandra. Jag har i mitt arbete försökt belysa problematiken ur flera synvinklar med alla problem som det naturligtvis innebär. Under arbetets gång har jag kontinuerligt stött på nya ämnesområden som för mig från början var i det närmaste obekanta. Min inställning är dock att ska vi lösa problemet med de sjuka husen så är detta den enda framkomliga vägen. Vad som saknas är dock tvärvetenskapligt uppbyggda grupper med specialistkunskap från flera olika ämnesområden vilka kan och vill samarbeta med forskningsprojekt inom sjuka-hus området.

Ett avhandlingsarbete är till väsentliga delar en utbildning. Jag har också i mitt arbete kommit in på många nya områden och förhoppningsvis lärt mig något. Min inställning till problematiken är emellertid mer ödmjuk idag än när jag började mina studier. Problemet ter sig mer komplicerat än vad jag en gång trodde och i många fall famlar vi i blindo. Jag anser därför att man bör förhålla sig ytterst kritisk till forskare och självvalda experter som utger sig för att ha kunskap om någon generell orsak. I många fall förenklar man problematiken på ett sätt som inte har någon grund i verkligheten. En grundläggande inställning är dock att ta människor på allvar när de framför sina klagomål. Men att ta människor på allvar är inte detsamma som att veta vad som är orsaken.

Att skriva en avhandling är en lång process med många inblandade parter. Jag vill här framföra mitt tack till ett antal personer som har betytt mycket för mig i mitt arbete.

Arne Elmroth som har varit min handledare och som hela tiden har trott på projektet även om mina tankar och ideer ibland har varit oklara och inte alltid så konventionella. En handledares storhet är enligt min mening att inom rimliga gränser ge doktoranden möjligheter att utveckla sina ideer, det har Arne gjort. Kjell Andersson som har varit ett stort stöd med stor kunskap och erfarenhet inom området och som har uppmuntrat mig i stunder av missmod. Göran Stridh som alltid ställt upp och försökt förklara kemins värld och Ingemar Samuelson som har funnits vid min sida under hela tiden med rika erfarenheter inom byggnadsfysik. Att få tag i personer med erfarenheter från mönsteranalyser och samtidigt kunskaper inom sjuka-hus området var inte lätt. Birgitta Berglund har dock sådan kompetens och har i diskussioner delgivit mig av sina erfarenheter samt kommit med synpunkter, kritik och uppmuntran. Thomas Svensson, Lennart Bodin och Mikael

Karlsson som har hjälpt mig med mina statistiska resonemang. Rolf Ahlzén som har försökt öppna mina ögon angående problematiken kring medvetandets koppling till den fysiska världen, vilket inte är helt okomplicerat. Jonas Rockström som har genomfört huvuddelen av de tekniska mätningarna i bostäderna. Annika Ekstrand-Tobin och Marie Hult som har kommit med synpunkter och diskuterat materialet. Rigmor Fredriksson, Ulrika Svensson, Lars Rosell och Karsten Sangö som har hjälpt till med kemiska analyser av alla luftprover men även delgivit mig av sina erfarenheter inom respektive områden. Jan Nätterholm och Stig Lundmark som alltid ställt upp med uppgifter angående de undersökta lägenheterna samt medverkat i finansieringen av projektet. Statens råd för byggnadsforskning med Nina Dawidowicz och Svenska Bostäder som huvudsakligen har finansierat projektet. Per-Erik Petersson som har varit min chef och i en sådan egenskap stöttat projektet bl. a. genom viss intern finansiering. Bibliotekspersonalen vid SP som alltid snabbt och korrekt tagit fram referenser från jordens alla hörn. Irene Persson som höll i kontakterna med de boende under mätningarna. Christer Molin som en gång i tiden fick mig att börja min doktorandutbildning. Margareta Bergström som har korrekturläst avhandlingen. De boende i alla undersökta lägenheter som ställt upp på de ofta utrymmeskrävande mätningarna. Till alla Er och många fler vill jag framföra ett stort tack och jag hoppas att vi även framgent kan hitta former för samarbete.

Slutligen vill jag tacka min familj, Stina, Svante och Signe, utan vars stöd det hade varit omöjligt.

Karlstad i juni 1994

Carl-Gustaf Bornehag

Summary

According to the World Health Organisation (WHO), health is not only the absence of disease, but also complete physical, mental and social well-being. Such a concept of health embraces not only clinically diagnosable diseases, but also our experience of physical, mental and social factors. This means that health cannot be discussed solely in terms of traditional injurious health effects, but must also be expanded to include concepts such as quality of life, well-being, stress and the risk of ill-health. With such a definition, complaints about the indoor environment also fall within the framework of an expanded concept of health.

A new type of complaint, related by those affected by it to the indoor environment, started to appear in the 1970s and has since become more prevalent with time. Problems occur in non-industrial environments, both in workplaces (schools, offices, hospitals etc.) and in residential buildings (apartment buildings and detached houses). The typical non-specifik symptoms that are generally reported in connection with Sick Building Syndrome (SBS) - the cause of which is unknown - vary widely but are usually described as irritations of the eyes, nose and mouth, dry mucous membranes and skin, together with reddening of the skin, mental tiredness and, finally, weak but persistent odour. No single factor has yet been demonstrated to be the cause of SBS, nor is there any generally accepted definition of it.

The basis of human perception is various types of sensory reactions. As far as experience of the indoor environment is concerned, it is likely that odour, taste and the chemical sense are primarily involved. However, the overall experience of air quality can possible also be related to visual, acoustic and thermal sonsory inputs. Together, these sensory reactions can result in an experience which is often expressed as poor air quality. Investigations have also been performed that have shown that sensory interactions can give rise to new experiences, and that certain receptors are polymodal, which means that they can react to different types of stimuli. The effects of the Sick Building Syndrome on humans can therefore be regarded as multi-sensoral, which means that several sensory systems are involved in mediation of one or more experiences.

Many different physical factors encountered in the indoor environment are suspected of being able to influence humans, with sick building problems as a result. One such factor is the presence of Volatile Organic Compounds (VOC) in the indoor air. There are several reasons for such a hypothesis. Firstly, the quantity of building materials releasing VOCs has increased in newer buildings, where problems seem to be more frequent. Second, several investigations have shown that individual VOCs can be detected by the human sense of smell at very low concentrations (i.e. ppb). In addition, many VOCs are known from the occupational hygiene sector to be irritants, even though this may be in considerably higher concentrations that are normally encountered in non-industrial environments.

Finally, it has been possible to link health effects to VOCs in climate chamber experiments, although again at higher concentrations than normally encountered in non-industrial indoor environments.

As far as the VOC concept is concerned, research has essentially been concentrated on the total VOC concentration (i.e. TVOC) in indoor air. However, field studies investigating the link between TVOC and SBS have not demonstrated any unequivocal results. Although there are some investigations that indicate positive correlations, there are also others that indicate the opposite or no correlation at all. Analysis has identified more than 300 individual VOCs in indoor air in non-industrial environments. However, the general situation is that our knowledge of health effects resulting from exposure to low concentrations of individual VOCs is very limited, and virtually non-existent as far as mixtures of individual VOCs is concerned. A particular problem seems to be to find relevant means of measuring the exposure levels to VOCs as far as sensory reactions are concerned.

Much of the research that has been carried out during the last 15-20 years has been concentrated mainly on finding the triggering factor (e.g. VOC, particles, spores, etc.) that could explain the sick building problem. However, much indicates that there is no general cause. If there was such an individual factor, the probability of having identified it by now would be quite high, as much intensive research has been carried out within this sector. In addition, buildings are in many cases unique in terms of the multi-factorial systems that affect their indoor environments (e.g. materials, building services systems, occupants' habits, design features, effects of moisture etc.). Nor is it unthinkable that similar patterns of symptoms could have different causes. In addition, the method of tackling the problem has essentially been based on a hypothesis presupposing a traditional dose/response relationship between an exposure factor (such as VOC) and Sick Building Syndrome. But the exposures to which persons are subjected in non-industrial environments are many in number and of many different types. As with the perceptions, exposure can thereby be described as a multi-factorial phenomenon, with many different types of pollutants in low concentrations. There is therefore reason to assume the existence of a multi-factorial problem on both the exposure and the effect sides. That means that we have to link a pattern of exposures to a pattern of symptoms which i complicated.

According to the above reasoning, the basic question in relation to Sick Building Syndrome is what type of relationship between exposure and effect should be expected. With a multi-factorial problem on both the exposure and the effect sides, it becomes difficult to apply classical dose/response theory. The occupational medicine field (in industrial environments) has substantial experience of dose/response investigations into individual substances. In this context, toxic substances have often been shown to be deviants, i.e. that, in terms of conentrations, they differ radically from the background level. Investigations have often shown a link between increased concentrations of such individual substances and medical/toxic effects. In addition, the occupational hygiene

problem is often substance-specifik, with well-defined dose/response relationships that have served as a basic for establishing various permissible limit values. The Sick Building Syndrome in non-industrial environments differs in expressing itself via non-specific symptoms. In addition, it is not normal to find concentrations of any individual pollutants that differ from background levels, as is often the case in the working environment. Instead, the whole pollutant spectrum encountered in SBS can be regarded as background noise, with many different types of pollutants, but in very low concentrations. This means that the dose/response model employed in working environment investigations may not be applicable to sick buildings. One hypothesis that has been put forward is that we should not look for deviant substances, but concentrate instead on the entire pollutants spectrum. Instead of investigating individual components, we should investigate the whole or parts of the total pattern of pollution. This raises the question of whether it is possible to demonstrate differences in patterns of pollutants between different environments. Methods of various types of pattern analysis have been developed, but have not been used to any greater extent in dealing with the Sick Building Syndrome.

The smoothing compound problem

At the end of the 1970s, a new type of smoothing compound (sometimes also known as self-levelling compound) was introduced in Sweden for use on concrete floor substrates. Some of these compounds contained a fluidizer based on a protein (casein). As the compound was fairly thin in consistency, it could be pumped onto the concrete surface and allowed to run out over it to form a horizontal surface which, without further work, could serve as the base of a floor. However, after a while, problems arose in some buildings in which, in many cases, casein-containing smoothing compounds had been used. The problems consisted of discoloration of parquet floors and of loosening of plastic floor tiles or sheeting. In addition, there were complaints about unpleasant odours indoors, together with complaints about health effects, all of which were related by the occupants to their indoor environments, i.e. Sick Building Syndrome. The problems with discoloration of parquet flooring could be traced to ammonia, which is formed when casein-containing smoothing compound is exposed to relative humidities above about 75-80 % RH. In addition, the plasticizers in PVC flooring can be affected by alkaline moisture in the underlying concrete, regardless of whether casein-containing smoothing compounds have been used or not. This type of chemical degradation can result in decomposition of the plasticizer, with emission of higher alcohols to the indoor air, resulting in an odour problem. This chemical degradation can possibly also be accelerated by casein-containing smoothing compound that is, in turn, affected by moisture. However, investigations to date have not clearly demonstrated this. Hypotheses have also been put forward concerning microbiological breakdown of protein component in the smoothing compound, resulting in secondary breakdown products in the form of amines, organic acids, alcohols, aldehydes and ketones. At a general level, it can be said that there are complaints that can probably be related to buildings in which casein-containing smoothing

compound has been used. However, it is not clear whether the complaints can be related solely to the smoothing compound, or whether they are due to a combination of alkaline moisture, casein-containing smoothing compound and floor coverings, and possible also to other factors. This means that it has not hitherto been possible to identify a specific reason for the health and comfort problems encountered in buldings suffering from problems with smoothing compound.

The objective of this investigation

The main objective of this work has been to investigate, with the help of pattern analysis, the pollution situation with respect to VOCs in indoor air in residential buildings with and without casein-containing smoothing compound. One hypothesis to be investigated was that there were differences in the pollution picture between the two types of dwellings. Another hypothesis was that if critical patterns of pollution were found that were characteristic of environments in which smoothing compound was present, it would be possible to relate the critical substances to floors incorporating casein-containing smoothing compound. The third hypothesis was that there was a relationship between physical factors (e.g. VOC, ventilation, temperature, relative humidity) that together described a system that could distinguish between different environments. Finally, a hypothesis concerning differences in the pattern of symptoms by occupants of dwellings with and without casein-containing smoothing compound was tested.

Method

Physical measurements and questionnaire surveys dealing with the occupants´ impressions of their indoor environments were carried out in three residential areas: two having marked smoothing compound problems (SBS), and a reference area with a normal frequence of complaints. The three residential areas could be divided into nine different blocks, with 50-130 apartments per block. Four of these blocks had casein-containing smoothing compound, one had casein-containing smoothing compound but with an improved ventilation system, one had had casein-containing smoothing compound in floors replaced by a type-approved casein-free smoothing compound, two had a casein-free lime-based smoothing compound, and finally there was a reference block with no smoothing compound. Questionnaire surveys were carried out in nine blocks, and a reply frequence of 75-90 % was obtained (n=1309). Physical measurements were made in 6-10 randomly selected apartments in each block (n=66). These measurements were concerned with VOCs in the indoor air (TVOC, individual substances > 1 $\mu g/m^3$, number of substances > 1 $\mu g/m^3$), specific emission of VOCs from floor structures (PVC, smoothing compound surface), ventilation, temperature, relative humidity of the air, relative humidity of the concrete floor structure, ammonia beneath floor coverings, ammonia in indoor air etc.

Analyses of links between complaints and results of the physical measurements were carried out at block and individual level. In the block analysis (n=9), it was the relative frequency of various complaints that was used as the dependent variable and the results from the physical measurements that were used as the independent variable (exposure). In certain analyses, the exposures consisted of a calculated mean value of the 6-10 individual measurements that had been made in each block. The individual analysis was performed on the data from the occupants in one of the problem areas (n=82), involving analysis of the relationship between complaints from single individuals and the physical results of measurements in the occupants´ apartments. In the analysis of patterns of VOCs and symptoms Hierchical Cluster Analysis (HCA) and Principal Component Analysis (PCA) was used. The overall objective was to employ several different analyses to attempt to identify trends and tendencies in the data that all pointed in the same direction.

Results

The results of the questionnaire showed that the four blocks with the casein-containing smoothing compound flooring had the highest relative frequencies of complaints in respect of individual symptoms and various calculated incapacity indices, as well as the highest number of complaints of poor air quality. This was followed by two blocks with mainly casein-free lime-based smoothing compound, one with casein-containing compound but improved ventilation and one in which the floor had been replaced. The reference block had the lowest frequency of complaints.

In all important respect, the investigation has been concentrated on investigating the differences in VOC in indoor air between apartments with and without casein-containing smoothing compound. Chemical analysis of VOCs in the indoor air identified 73 different substances. Of these, 20 were present in more than 10 % of the apartments investigated. The analyses were not able to identify any specific individual factor (e.g. TVOC, concentration of specific individual substances or natural chemical groups such as alkanes, terpenes, aromatic, alcohols, aldehydes, ketones etc.) that could consistently explain the problems experienced. The results indicate, in other words, that the often previously used concept of TVOC was a poor indicator of air quality aspects when employed in buildings suffering from smoothing compound problems. If anything, there were indications that the TVOC concentration was higher in blocks in which the frequencies of complaints concerning air quality was lower. However, it should bo pointed out that no higher TVOC concentrations were measured (concentration ranged from 50-365 $\mu g/m^3$, with a mean value of 127 $\mu g/m^3$), and there were no problems with moisture in the floor structures that were investigated.

Analysis of patterns at block level, however, did identify a critical VOC pattern that could be associated with the four blocks with the highest frequency of complaints and with casein-containing smoothing compound, as well as a non-critical pattern that seemed to

be linked more to individual blocks not having casein-containing smoothing compound and a lower proportion of complaints. This critical pattern consisted of eight individual substances (VOC[8]), consisting primarily of the chemical group of aldehydes, although also with one alcohol, one ketone and one alkane (benzaldehyde, octanal, heptanal, decanal, nonanal, 2-ethylhexanol, methylheptenone, octane). The non-critical pattern consisted of twelve individual substances (VOC[12]), which consisted primarily of alkanes, aromatics and terpenes (butyl acetate, butanol, toluene, nonane, xylene, decane, ethylbenzene, dodecane, undecane, trimethylbenzene, limonene, hexanal). It should be pointed out that most of the individual substances could be identified in the indoor air in apartments in all the blocks. The critical substances could be associated with typical SBS complaints, but not with complaints relating to climate factors such as thermal climate, static electricity or noise. It was also possible to distinguish similar differences in patterns in the individual analysis, although in this case the critical patterns could be associated only with complaints in respect of general symptoms (tiredness) and air quality. This means that the analyses have not destroyed the hypothesis that persons respond to chemical patterns rather than individual substances.

One analysis investigated the relationships between the total concentrations of critical and non-critical substances respectively and the frequency of complaints for the different blocks. A weak positive correlation could be distinguished between the relative frequencies of complaints in each block and an additive measure of concentration of the critical substances (VOC[8]*). As far as the non-critical substances were concerned, a weak negative correlation between complaints and an additive measure of these substances (VOC[12]*) could be distinguished. Variance analyses (ANOVA) showed that the total concentration of the critical substances (VOC[8]*) was significantly higher in apartments having casein-containing smoothing compound, while the concentration of non-critical substances (VOC[12]*) was significantly higher in apartments not having casein-containing smoothing compound. In addition, the quotient between the total concentrations of the critical and non-critical substances (Log Kvot 3) was significantly higher in environments with casein-containing smoothing compound. Finally, the proportion of critical substances relative to that of the total concentration of volatile organic compounds (VOC[8]*/TVOC) was significantly higher in apartments with casein-containing smoothing compound, while the proportion of non-critical substances (VOC[12]*/TVOC) was significantly higher in apartments without casein-containing smoothing compound. In the individual analyses, the total concentration of the critical substances (VOC[8]*) and the proportion of TVOC represented by the critical substances (VOC[8]*/TVOC) could be associated with general symptoms (tiredness), but not with other symptoms or complaints. The exposure measures described above could not be linked to complaints concerning environmental factors such as thermal climate, noise, static electricity etc., either in the block or the individual analyses.

The correlation investigations at block level between different exposure measurements and relative frequencies of complaints presumably resulted in an apparent impression concerning the dose/response relationship. However, as the analyses were performed with only nine observations of the dependent variable (really the number of blocks in the investigation), the results are unreliable. The most significant results were that apartments with casein-containing smoothing compound (and without ventilation improvements) could be distinguished from other apartments in respect of the exposure measures presented.

I should be pointed out that even though pattern differences in respect of air pollution between environments can be demonstrated, this does not prove that the reason for the complaints (SBS) has been identified. Instead, the results can be regarded as indications that occupants´ experience of chemical pollution in indoor air in non-industrial environments operates possibly not only at substance level but also at the level of chemical patterns, and that there may be synergic effects of individual substances.

The analyses, both at block and individual level, indicated that a higher ventilation rate was associated with environments having higher frequencies of complaints and with casein-containing smoothing compound. In this case, however, there is a risk that cause and effect have been confused. It is possible that ventilation has been progressively increased in the blocks with high complaint levels, without such higher ventilation rates having resulted in improvements. If so, the relationship between higher ventilation rate and complaints may be coincidental.

An attempt to trace the sources of various pollutants was made by means of specific emission measurements on the floor materials, using the FLEC system. These measurements were made in only two apartments: one with casein-containing smoothing compound and one with casein-free lime-based smoothing compound, but with PVC floor coverings in both cases. Of the critical substances (VOC[8]) from the pattern analysis, 2-ethylhexanol and benzaldehyde could be linked to the floor consisting of a PVC covering and casein-containing smoothing compound. 2-ethylhexanol alcohol could be identified in the emission from the PVC floor covering, but particularly from the casein-containing smoothing compound surface. Benzaldehyde could be identified only in the emission from the casein-containing smoothing compound. As far as 2-ethylhexanol was concerned, the source seemed to be PVC or adhesive. However, it was unclear as to whether the original source of the benzaldehyde was the PVC floor covering, the adhesive or casein-containing smoothing compound. In addition, n-butanol, C_8-alcohol and 3-heptanone (ketone) could be identified in the emission from the casein-containing smoothing compound surface. The individual hexanal, nonanal and decanal aldehydes could be identified in the emission from the PVC floor covering and smoothing compound with both types of smoothing compound, i.e. casein-containing and casein-free. However, emissions of these individual aldehydes were very low. Finally, the measure-

ments showed that the emission factor for TVOC was about ten times higher beneath the floor covering over the casein-containing smoothing compound than beneath that over the casein-free lime based smoothing compound, although most of the emission consisted of 2-ethylhexanol. This meant that there were indications that at least two critical VOC substances could originate from the floors with PVC coverings and casein-containing smoothing compound. Other critical substances could not reliably be linked to this floor combination. This meant that the hypothesis concerning floors with casein-containing smoothing compound as a source of critical VOC compounds in the indoor air could partly confirmed.

A number of correlation studies were performed, with the aim of investigating the relationship between individual physical factors. This revealed a tendency for a weak correlation between the concentration of ammonia beneath the floor covering, which is an indication of casein-containing smoothing compound, and the concentration of the individual 2-ethylhexanol alcohol in the indoor air, but only where there was a PVC floor covering. This alcohol is normally regarded as an indication of breakdown of the plasticizer in the PVC floor covering or in the adhesive. The emission of 2-ethylhaxanol from the casein-containing smoothing compound was also considerably higher than from the casein-free lime-based smoothing compound. There were, in other words, indications of a relationship between the precense of ammonia beneath the floor covering and breakdown of the plasticizer in the PVC and/or adhesive. In addition, the analyses showed that where the concentration of ammonia exceeded 20 ppm beneath the floor covering, there was a somewhat higher concentration of ammonia in the indoor air (0,1-0,2 ppm). Where the ammonia content beneath the floor covering was less than 10 ppm, the corresponding concentration in the indoor air was less than 0,05 ppm. In both cases, the concentrations of ammonia in the indoor air should be regarded as low, but it is still unclear as to whether ammonia can be struck off the list of risk factors. In addition, there was a weak positive correlation between indoor temperature and the concentration of individual aldehydes in the indoor air. A weak negative correlation could also be glimpsed between indoor air change ratios (ventilation) and the concentration of TVOC in indoor air. However, there were positive correlations between indoor ventilation and various critical exposure measures such as the concentration proportion of critical substances in TVOC (VOC[8]*/TVOC), and negative correlations between ventilation and non-critical exposure measurements. Thus, in these analyses as well, there were tendencies to indicate that increased ventilation air flow rate adversely affected the indoor environment, although again there is a risk that cause and effect have been mixed up, as described above.

Finally, the VOC system was investigated using cluster analysis (HCA) in order to see whether individual VOC substances correlated in terms of concentration. This enabled a number of groups of chemicals to be identified. One group consisted of 2-ethylhexanol, benzaldehyde, octanal and octane, while another group consisted of the decanal, nonanal,

hexanal and heptanal aldehydes. This meant that these two groups consisted mainly of VOCs included in the previously described critical VOC patterns, which meant that the hypothesis concerning a relationship between individual physical factors could be partly confirmed.

A final hypothesis, concerning special constellations of symptoms that could be associated with the smoothing compound environments, was tested using pattern analysis (PCA). However, analysis of the survey results (n=2.201) showed that the constellations of symptoms that could be distinguished consisted of natural groups of complaints such as general symptoms, mucous membrane symptoms, skin symptoms and complaints about poor air quality. The investigation revealed no other constellations of symptoms that could be associated with the smoothing compound problem, which meant that the hypothesis could not be confirmed.

Summarising, the investigation has not been able to demonstrate any individual physical factor that could explain the problems experienced (Sick Building Syndrome) in the buildings that were investigated. However, there were indications that pattern differences in respect of VOCs existed between residential environments with and without casein-containing smoothing compound. This means that the constellation of various pollutants is perhaps a more relevant measure of exposure than concentration, at least in respect of non-industrial environments in which the pollution normally consists of mixtures of a large number of different substances at low concentrations. In turn, one conclusion of the investigation is that pattern analysis may be a way forward in the work of investigating and analysing Sick Building Syndrome problems, in particular in connection with developing more relevant exposure measures and analysing the link between pattern of symptoms and pattern of pollutions for non-industrial environments.

Sammanfattning

Enlig WHO är hälsa inte anbart frånvaro av sjukdom utan också ett fullständigt fysiskt, mentalt och socialt välbefinnande. Med ett sådant hälsobegrepp innefattas inte enbart kliniskt diagnostiserbara sjukdomar utan även människors upplevelser av fysiska, psykiska och sociala faktorer. Hälsa kan därmed inte diskuteras enbart i termer av traditionellt skadliga hälsoeffekter utan måste utökas och innefatta begrepp som livskvalitet, väl-befinnande, stress och risk för ohälsa. Med en sådan definition faller klagomål på inomhusmiljön inom ramen för ett utvidgat hälsobegrepp.

En ny typ av klagomål, som av de drabbade hänförs till inomhusmiljön, började förekomma på 70-talet och har sedan ökat under åren. Problemen förekommer i icke industriella miljöer, både på arbetsplatser (skolor, kontor, sjukhus m.m.) och i bostäder (flerfamiljshus och småhus). De typiska icke specifika symptom som rapporteras i samband med sjuka-hus syndromet (SBS), vars orsak är okänd, varierar mycket men brukar beskrivas som irritationer i ögon, näsa och mun, upplevelser av torra slemhinnor och hud, samt hudrodnad, mental trötthet och slutligen upplevelse av svag men ihållande lukt. Ingen enskild faktor har ännu kunnat visas vara orsak till SBS. Det finns heller ingen allmänt accepterad definition på sjuka-hus syndromet.

Grunden för människans upplevelser är olika typer av sensoriska perceptioner. När det gäller upplevelser av inomhusmiljön torde lukt, smak, och det kemiska sinnet främst vara involverade. Men den totala upplevelsen av luftkvalitet kan eventuellt även hänföras till visuella, akustiska och termiska sinnesförnimmelser. Tillsammans kan dessa sensoriska reaktioner resultera i en upplevelse som ofta uttrycks som dålig luftkvalitet. Det finns även undersökningar som har visat att det kan ske sensoriska interaktioner som ger upphov till nya upplevelser och vissa receptorer är polymodala vilket innebär att de kan reagera på olika typer av stimuli. Effekterna på människan inom sjuka-hus syndromet kan därmed betraktas som multisensoriska vilket innebär att flera sensoriska system är inblandade i medieringen av en eller flera upplevelser.

En mängd olika fysiska faktorer i inomhusmiljön misstänks kunna påverka människan med sjuka-hus problem som följd. En sådan faktor är flyktiga organiska ämnen (VOC) i inomhusluften. Det finns flera skäl för en sådan hypotes. För det första har mängden byggnadsmaterial som avger VOC ökat i nyare byggnader, där problemen verkar vara mer frekventa. För det andra har flera undersökningar visat att enskilda VOC-ämnen kan uppfattas av människans luktsinne vid mycket låga koncentrationer. Vidare är många VOC-ämnen kända som irritanter från det yrkesmedicinska området om än i betydligt högre koncentrationer än vad som mäts i icke industriella miljöer. Slutligen har hälsoeffekter kunnat kopplas till VOC i klimatkammarstudier men vid högre koncentrationer än vad som normalt mäts upp i icke industriella inomhusmiljöer.

När det gäller VOC-konceptet har forskningsarbetet i allt väsentligt varit inriktat på den totala halten av VOC (TVOC) i inomhusluften. Fältundersökningar med avseende på kopplingen mellan TVOC och SBS har emellertid inte visat på entydiga resultat. Det finns studier som visar på positiva korrelationer men det finns även undersökningar som indikerar det motsatta eller inga korrelationer alls. Kartläggningar har visat att mer än 300 enskilda VOC-ämnen karakteriserar inomhusluften i icke industriella miljöer. Generellt gäller emellertid att kunskapen angående hälsoeffekter på grund av exponeringar av enskilda VOC-ämnen i låga koncentrationer är mycket begränsad och i det närmaste obefintlig när det gäller blandningar av enskilda VOC-ämnen. Ett övergripande problem verkar vara att hitta relevanta exponeringsmått för VOC när det gäller sensoriska reaktioner.

Mycket av den forskning som har bedrivits under de senaste 15-20 åren har i huvudsak varit inriktad på att finna den förlösande faktorn (exempelvis VOC, partiklar, sporer, m.m) som kunde förklara sjuka-hus problematiken. Men mycket tyder på att det inte finns någon generell orsak. Sannolikheten borde vara ganska hög för att en sådan enskild faktor skulle ha identifierats eftersom en intensiv forskning har bedrivits inom området. Dessutom är förmodligen byggnader i många fall unika när det gäller det multifaktoriella system som påverkar inomhusmiljön (eg. material, installationer, brukarvanor, konstruktioner, fuktskador, m.m). Det är heller inte otänkbart att likartade symptommönster kan ha olika orsaker. Angreppsättet har dessutom i allt väsentligt byggt på en hypotes angående ett traditionellt dos/respons samband mellan en exponeringsfaktor (exempelvis VOC) och SBS. Men de exponeringar som människan utsätts för i icke industriella miljöer är inte få till antalet och de är av många olika slag. Exponeringen kan därmed i likhet med perceptionerna beskrivas som ett multifaktoriellt fenomen med många olika typer av föroreningar i låga koncentrationer. Det finns därmed skäl att anta ett multifaktoriellt problem på både exponerings- och effektsidan.

En grundläggande frågeställning när det gäller sjuka-hus syndromet blir därmed enligt föregående resonemang vilken typ av samband som ska förväntas gälla mellan exponering och effekt. Med ett multifaktoriellt problem både på exponerings- och effektsidan blir det svårt att tillämpa klassisk dos/respons teori. Inom det yrkesmedicinska området (industriella miljöer) finns en rik erfarenhet från dos/respons-studier med avseende på enskilda substanser. Toxiska ämnen har i detta sammanhang ofta visat sig vara s.k avvikare vilket innebär att de koncentrationsmässigt avviker radikalt från bakgrundsnivån. Undersökningar har ofta visat ett samband mellan ökad koncentration av sådana enskilda ämnen och medicinska/toxiska effekter. Arbetsmiljöproblemet är därmed ofta ämnesspecifikt och det finns väldefinierade dos/respons-samband som har legat till grund för olika gränsvärdesbestämningar. Sjuka-hus syndromet i icke industriella miljöer yttrar sig istället som icke specifika symptom. Dessutom finns normalt inga enskilda föroreningar som avviker från bakgrunden liksom i arbetsmiljöfallet. Istället kan hela föroreningsbilden inom SBS betraktas som ett brus med många olika typer av föroreningar men i mycket låga

koncentrationer. Detta innebär att den inom arbetsmiljöområdet använda dos/respons-modellen eventuellt inte är tillämpbar inom sjuka-hus området. En hypotes som har framförts är att istället för att leta efter avvikare sätta hela föroreningsbilden i fokus. Principen blir att istället för att studera enskilda komponenter undersöka hela eller delar av det totala föroreningsmönstret. En frågeställning blir därmed om det är möjligt att påvisa mönsterskillnader med avseende på föroreningar mellan olika miljöer. Metoder för olika typer av mönsteranalyser finns utvecklade men har ej använts i någon större utsträckning inom sjuka-hus området.

Flytspackelproblem

I slutet av 70-talet introducerades i Sverige en ny typ av avjämningsmassa (flytspackel) för användning på betongbjälklag. Vissa av de aktuella flytspacklen innehöll ett flytmedel som utgjordes av protein (kasein). Genom att flytspacklet var lättflytande kunde det pumpas ut på betongbjälklagen och genom självnivellering bilda en horisontell yta som utan någon ytterligare åtgärd kunde utgöra underlag för golvbeläggningen. Efter någon tid uppstod emellertid problem i vissa byggnader där det i många fall fanns kaseinhaltigt flytspackel. Problemen bestod av missfärgningar av parkettgolv och golvmattor som släppte från underlaget. Vidare förekom klagomål på obehaglig lukt i lokalerna och även hälsomässiga klagomål som av de boende hänfördes till inomhusmiljön (SBS). Problemen med missfärgningar av parkettgolv kunde hänföras till ammoniak som bildas när kaseinhaltigt flytspackel utsätts för en relativ fuktighet över 75-80 % RH. Vidare kan mjukgörare i PVC-mattor påverkas av alkalisk fukt i den underliggande betongen, oavsett om det finns kaseinhaltigt flytspackel eller ej. Sådan kemisk nedbrytning kan resultera i en sönderdelning av mjukgöraren med emission av högre alkoholer till inomhusluften vilket kan ge luktproblem. Eventuellt kan sådan kemisk nedbrytning påskyndas av fuktpåverkat kaseinhaltigt flytspackel. Hittillsvarande studier har dock ej visat detta på ett entydigt sätt. Hypoteser har även framförts angående mikrobiologisk eller kemisk nedbrytning av proteinkomponenten i flytspacklet vilket skulle kunna resultera i sekundära nedbrytningsprodukter i form av aminer, organiska syror, alkoholer, aldehyder och ketoner. På en generell nivå gäller att det finns klagomål som troligen kan hänföras till byggnader med kaseinhaltigt flytspackel. Men det är oklart om klagomålen kan hänföras till enbart flytspacklet eller om det är kombinationen av alkalisk fukt, kaseinhaltigt flytspackel och golvbeläggning och eventuellt andra faktorer. Detta innebär att någon specifik orsak till de hälso- och komfortproblem som förekommer i flytspackelskadade byggnader (SBS) hittills inte har kunnat presenteras.

Syfte med undersökningen

Det primära syftet med studien har varit att med hjälp av mönsteranalys studera föroreningsbilden i inomhusluften med avseende på VOC i bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. En hypotes var att det fanns skillnader i föroreningsmönster mellan de båda bostadstyperna. En annan hypotes var att om det fanns kritiska föroreningsmönster som särskilde flytspackelmiljöerna så skulle de kritiska ämnena kunna hänföras till golvkonstruktionen med kaseinhaltigt flytspackel. En tredje hypotes var att det fanns samband mellan tekniska faktorer (eg. VOC, ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) som tillsammans beskrev ett system som kunde skilja olika miljöer åt. Slutligen prövades en hypotes angående skillnader i klagomålsmönster för boende i bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel.

Metod

Tekniska mätningar och enkätundersökningar med avseende på de boendes upplevelser av inomhusmiljön gjordes i tre bostadsområden. Två områden med uttalade flytspackelproblem (SBS) och ett referensområde med normala klagomålsfrekvenser. De tre bostadsområdena kunde indelas i nio olika gårdar med 50-130 lägenheter per gård. Fyra av dessa gårdar hade kaseinhaltigt flytspackel, en hade kaseinhaltigt flytspackel men åtgärdad ventilation, en gård var golvsanerad där det kaseinhaltiga flytspacklet hade ersatts av ett typgodkänt kaseinfritt spackel, två hade ett kaseinfritt kalkspackel och slutligen fanns en referensgård utan något flytspackel. Enkätundersökningar gjordes i de nio gårdarna med en svarsfrekvens på 75-90 %. Tekniska mätningar genomfördes i 6-10 slumpmässigt utvalda lägenheter i varje gård (n=66). De tekniska mätningarna innefattade VOC i inomhusluften (TVOC, enskilda ämnen > 1 $\mu g/m^3$, antal ämnen > 1 $\mu g/m^3$), specifik emission av VOC från golvkonstruktionen (PVC, spackelyta), ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet, relativ fuktighet i betongbjälklag, ammoniak under golvmatta, ammoniak i inomhusluft m.m.

Analyser av samband mellan klagomål och tekniska mätresultat genomfördes på gårds- och individnivå. I gårdsanalysen (n=9) användes den relativa frekvensen av olika klagomål som beroende variabel och resultaten från de tekniska mätningarna som påverkande variabel. I vissa analyser utgjordes den påverkande variabeln av ett beräknat medelvärde av de 6-10 enskilda mätningar som gjordes i varje gård. Individanalysen gjordes på boende i ett av problemområdena (n=82) där samband mellan enskilda individers klagomål och tekniska mätningsresultat i de boendes bostäder analyserades. Det övergripande syftet var att med ett flertal olika analyser försöka identifiera trender och tendenser i datamaterialet som sammantaget pekade i någon riktning.

Resultat

Enkätundersökningar visade att de fyra gårdar som hade ett kaseinhaltigt flytspackel hade de högsta relativa frekvenserna av klagomål när det gällde enskilda symptom och olika beräknade sjuklighetsindex samt klagomål på dålig luftkvalitet. Därefter kom två gårdar med huvudsakligen ett kaseinfritt kalkspackel, en gård med kaseinhaltigt flytspackel men med åtgärdad ventilation och en gård som var golvsanerad. Lägst klagomålsfrekvens hade referensgården.

Studien har i allt väsentligt varit inriktad på att studera skillnader i VOC i inomhusluften mellan lägenheter med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Den kemiska analysen av VOC i inomhusluften kunde identifiera 73 enskilda ämnen. Av dessa förekom 20 substanser i mer än 10 % av de undersökta lägenheterna. Analyserna har inte kunnat identifiera någon enskild faktor (eg. TVOC, koncentrationen av enskilda ämnen eller naturliga kemiska grupper såsom alkaner, terpener, aromater, alkoholer, aldehyder, ketoner m.m) som på ett konsistent sätt kunde förklara de upplevda problemen. Resultaten antydde därmed att det tidigare ofta använda TVOC-begreppet var en dålig indikator på luftkvalitetsaspekter när det gäller byggnader med flytspackelproblem. Det fanns snarare indikationer på att TVOC-halten var högre i gårdar där klagomålsfrekvenserna med avseende på luftkvalitetsproblem var lägre. Det bör dock påpekas att inga högre TVOC-koncentrationer uppmättes med ett medelvärde på 127 $\mu g/m^3$ (50-365 $\mu g/m^3$) samt att inga fuktproblem förekom i de undersökta bjälklagen.

Mönsteranalysen på gårdsnivå kunde emellertid identifiera ett kritiskt VOC-mönster som kunde associeras till de fyra gårdarna med högst klagomålsfrekvens respektive kaseinhaltigt flytspackel och ett icke kritiskt mönster som verkade vara mer kopplat till övriga gårdar utan kaseinhaltigt flytspackel och lägre andel klagomål. Det kritiska mönstret bestod av 8 enskilda ämnen (VOC[8]) tillhörande främst den kemiska gruppen aldehyder men även en alkohol, en keton och en alkan (bensaldehyd, oktanal, heptanal, dekanal, nonanal, 2-etylhexanol, metylheptenon, oktan). Det icke kritiska mönstret bestod av 12 enskilda ämnen (VOC[12]) som främst utgjordes av alkaner, aromater och terpener (butylacetat, butanol, toluen, nonan, xylen, dekan, etylbensen, dodekan, undekan, trimetylbensen, limonen, hexanal). Det bör påpekas att de flesta enskilda ämnen kunde identifieras i lägenheternas inomhusluft i alla gårdar. De kritiska ämnena kunde associeras till typiska SBS-klagomål men inte till klagomål på klimatfaktorer såsom termiskt klimat, statisk el och buller. Likartade mönsterskillnader kunde även skönjas i individanalysen men i detta fall kunde de kritiska mönstren enbart associeras till klagomål på allmänsymptom och luftkvalitet. Analyserna har därmed inte avfärdat hypotesen att människan kan uppfatta kemiska mönster snarare än enskilda substanser.

I en analys undersöktes sambandet mellan summakoncentrationen för de kritiska, respektive icke kritiska, ämnena och klagomålsfrekvensen för olika gårdar. En svag positiv korrelation kunde skönjas mellan gårdarnas relativa klagomålsfrekvenser och ett additivt koncentrationsmått för de kritiska ämnena (VOC[8]*). När det gällde de icke kritiska ämnena kunde en svag negativ korrelation skönjas mellan klagomål och ett additivt mått för dessa ämnen (VOC[12]*). Variansanalyser visade att summakoncentrationen för de kritiska ämnena var signifikant högre i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel och koncentrationen för de icke kritiska ämnena var signifikant högre i lägenheter utan kaseinhaltigt flytspackel. Vidare var kvoten mellan summakoncentrationerna för de kritiska och icke kritiska ämnena (Log Kvot 3) signifikant högre i miljöer med kaseinhaltigt flytspackel. Slutligen var andelen kritiska ämnen av totala halten flyktiga organiska ämnen (VOC[8]*/TVOC) signifikant högre i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel och andelen icke kritiska ämnen (VOC[12]*/TVOC) var signifikant högre i lägenheter utan kaseinhaltigt flytspackel. I individanalysen kunde summakoncentrationen av de kritiska ämnena (VOC[8]*) respektive de kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC) associeras till allmänsymptom (trötthet) men ej till övriga symptom och klagomål. De ovan redovisade exponeringsmåtten kunde inte kopplas till klagomål på miljöfaktorer såsom termiskt klimat, buller, statisk el m.m vare sig i gårds- eller individanalysen.

Korrelationsstudierna på gårdsnivå mellan olika exponeringsmått och relativa frekvenser av klagomål gav förmodligen en skenbar uppfattning angående ett dos/respons samband. Eftersom analyserna gjordes med enbart nio observationer för den beroende variabeln (eg. antal gårdar i undersökningen) blev resultaten osäkra. De mest signifikanta resultaten var att lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel (utan ventilationsåtgärder) kunde särskiljas från övriga med avseende på de presenterade exponeringsmåtten.

Det bör påpekas att även om mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar mellan olika miljöer kan påvisas så är inte detta ett bevis på att orsaken till klagomålen (SBS) har identifierats. Resultaten kan istället betraktas som indikationer på att människans uppfattning av kemiska föroreningar i inomhusluft i icke industriella miljöer eventuellt inte enbart sker på substansnivå utan även som kemiska mönster samt att det kan ske interaktioner mellan enskilda substanser.

Analyserna, både på gårds- och individnivå, indikerade att en högre ventilation var associerad till miljöer med högre klagomålsfrekvenser respektive kaseinhaltigt flytspackel. I detta fall finns emellertid en risk att orsak och verkan har sammanblandats. Eventuellt har ventilationen successivt ökats i gårdar med uttalade klagomål utan att detta har lett till förbättringar. I så fall kan sambandet mellan en högre ventilation och klagomål vara skenbart.

Ett försök att spåra källan till olika föroreningar gjordes med hjälp av specifika emissionsmätningar på golvkonstruktionen (FLEC). Mätningarna gjordes enbart i två lägenheter; en med kaseinspackel och en med kaseinfritt kalkspackel men med PVC-matta i båda fallen. Av de i mönsteranalysen erhållna kritiska ämnena (VOC[8]) kunde 2-etylhexanol och bensaldehyd kopplas till golvkonstruktionen med en PVC-matta och kaseinhaltigt flytspackel. Alkoholen 2-etyl-hexanol kunde identifieras i emissionen från PVC-mattan men framförallt från den kaseinhaltiga spackelytan. Bensaldehyd kunde enbart identifieras i emissionen från det kaseinhaltiga spacklet. När det gällde 2-etylhexanol torde källan vara PVC eller lim. Det var dock oklart om den ursprungliga källan för bensaldehyd var PVC-matta, lim eller kaseinhaltigt flytspackel. Dessutom kunde n-butanol och C_8-alkohol (alkoholer) samt 3-heptanon (keton) identifieras i emissionen från den kaseinhaltiga flytspackelytan. De enskilda aldehyderna hexanal, nonanal och dekanal kunde identifieras i emissionen från PVC-mattan och spackellager men både där det fanns kaseinhaltigt flytspackel och kaseinfritt kalkspackel. Emissionen av dessa enskilda aldehyder var dock mycket låg. Slutligen visade mätningarna att emissionsfaktorn för TVOC var cirka 10 gånger högre under golvmattan där det fanns kaseinhaltigt flytspackel jämfört med konstruktionen med kaseinfritt kalkspackel, huvuddelen utgjordes dock av 2-etylhexanol. Det fanns därmed indikationer på att åtminstone två kritiska VOC-ämnen kunde härröra från golvkonstruktionen med PVC och kaseinhaltigt flytspackel. Övriga kritiska ämnen kunde inte med säkerhet kopplas till denna golvkonstruktion. Hypotesen angående golvkonstruktioner med kaseinhaltigt flytspackel som källa till kritiska VOC-föroreningar i inomhusluften kunde därmed bekräftas till vissa delar.

I syfte att studera samband mellan enskilda tekniska faktorer genomfördes ett antal korrelationsstudier. Härvid fanns en tendens till att koncentrationen av ammoniak under golvmattan, som är en indikator på kaseinhaltigt flytspackel, korrelerade svagt med koncentrationen av den enskilda alkoholen 2-etylhexanol i inomhusluften, men enbart där det fanns en PVC-matta. Denna alkohol betraktas normalt som en indikation på att mjukgörarnedbrytning har skett eller sker i PVC-matta eller lim. Emissionen av 2-etylhexanol från det kaseinhaltiga flytspacklet var också betydligt högre än från den kaseinfria kalkspacklet. Det fanns således indikationer på ett samband mellan ammoniakförekomst under golvmattan och mjukgörarnedbrytning i PVC och/eller lim. Analyserna visade vidare att där koncentrationen av ammoniak översteg 20 ppm under golvmattan kunde en något högre ammoniakhalt uppmätas i inomhusluften (0,1-0,2 ppm). Där ammoniakhalten under golvmattan understeg 10 ppm var koncentrationen i inomhusluften lägre än 0,05 ppm. Koncentrationerna av ammoniak i inomhusluften bör i båda fallen betraktas som låga men det är trots detta oklart om ammoniak kan avföras från listan på riskfaktorer. Det fanns vidare en svag positiv korrelation mellan temperaturen inomhus och koncentrationen av enskilda aldehyder i inomhusluften. En svag negativ korrelation kunde skönjas mellan luftomsättningen inomhus och koncentrationen av TVOC i inomhusluften. Däremot fanns positiva korrelationer mellan ventilationen inomhus och olika kritiska exponeringsmått såsom de kritiska ämnenas koncentrationsandel av TVOC och negativa

korrelationer mellan ventilation och icke kritiska exponeringsmått. Således fanns även i dessa analyser tendenser till att en ökad luftomsättning påverkade inomhusmiljön negativt men även i detta fall finns en risk att orsak och verkan har sammanblandats enligt tidigare resonemang. Slutligen studerades VOC-systemet med hjälp av en typ av mönsteranalys (Clusteranalys) för att undersöka om enskilda VOC-ämnen korrelerade koncentrationsmässigt. Härvid kunde ett antal grupper av kemikalier identifieras. En grupp utgjordes av 2-etylhexanol, bensaldehyd, oktanal och oktan och en annan grupp bestod av aldehyderna dekanal, nonanal, hexanal och heptanal. Dessa två grupper utgjordes därmed huvudsakligen av VOC-ämnen som ingick i de tidigare redovisade kritiska VOC-mönstren. Hypotesen angående ett samband mellan enskilda tekniska faktorer kunde därmed delvis bekräftas

En sista hypotes angående speciella konstellationer av symptom som kunde hänföras till flytspackelmiljöer prövades med hjälp av mönsteranalys. Analysen av enkätresultaten visade emellertid att de konstellationer av symptom som kunde urskiljas utgjordes av naturliga grupper av klagomål såsom allmänsymptom, slemhinnesymptom, hudsymptom och klagomål på dålig luftkvalitet. Det fanns därmed i undersökningen inga andra konstellationer av symptom som kunde associeras till flytspackelproblem och därmed kunde hypotesen inte bekräftas.

Sammanfattningsvis har studien inte kunnat påvisa någon enskild fysisk faktor som förklarade de upplevda problemen (SBS) i de undersökta byggnaderna. Det fanns dock indikationer på att mönsterskillnader med avseende på VOC existerade mellan bostadsmiljöer med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Detta innebär att konstellationen av olika föroreningar kanske är ett mer relevant exponeringsmått än koncentrationen när det gäller icke industriella miljöer där föroreningarna normalt utgörs av blandningar med många olika ämnen i låga koncentrationer. En slutsats av studien är därmed att mönsteranalys kan vara en framkomlig väg i arbetet med att studera och analysera sjuka-hus problemet. I synnerhet när det gäller arbetet med att utveckla mer relevanta exponeringsmått för icke industriella miljöer samt analyser av samband mellan mönster av symptom och mönster av exponeringar.

1 INNEMILJÖ OCH HÄLSA

1.1 Bakgrund och problem

Få böcker och radioreportage har upprört sinnena och dröjt kvar så länge i minnet på det svenska folket som "Lort-Sverige" som skrevs av Ludvig Nordström 1938. Nordström startade sin resa genom Sverige den 25 april samma år och radioprogrammet sändes under hösten, boken kom något senare. Många ifrågasatte hans kritik av befolkningens bostadsförhållanden, hygien och levnadsvillkor. Men Lubbe, som han kallades av hela svenska folket, var ingen räddhågad och oengagerad person. Han sa istället ifrån vad han tyckte i detta det första stora miljöreportaget i vårt land.

Nordström (1938) beskriver i sin bok hur han kom till ett ungt par i en stuga med två rum och kök, präktiga källarutrymmen, garderober, skafferi, värmeledning från spisen där allt var snyggt och fint, men verkligheten avslöjade ett grovt fuskverk. Huset var som en spånkorg, konstaterade Lubbe. Hustrun i familjen berättade: *"Här är så kallt, att vi inte vet, vad vi ska göra med barnen. Om man lägger handen på tapeten, så känner man nu, då det är stilla ute, hur det drar. Och när det blåser, kan man lika gärna vara ute som inne, det blåser tvärs igenom väggarna, och det tjuter och piper, så barna bli alldeles ihjälskrämda. Man måste hålla sig mitt i rummet för att inte blåsten ska slå en för mycket i ansiktet, och om benen blir man alldeles iskall. Och elda hjälper inte"*. Troligen hade inte virket varit torrt när huset byggdes. Familjen vågade emellertid inte klaga hos nämnden (statens jordnämnd som hade styckat av marken och byggt bostäder på den) av fruktan för att få obehag, och inte ha råd att reparera ett hus som skulle behöva göras om helt och hållet. Av läsningen framgår att drag och obefintlig isolering var ett återkommande tema och människor huttrade och frös i Lubbes Sverige. Med stor sannolikhet påverkades också de boendes hälsa av bostadsmiljön.

Många av de problem som fanns i det svenska bostadsbeståndet på 30-talet är idag borta. Drag och andra termiska problem har minskat radikalt. Värmesystemen är dimensionerade för att kunna hålla acceptabla inomhustemperaturer oavsett årstid och utetemperatur. Vi har rymliga och välplanerade boytor i jämförelse med Lubbes iakttagelser, sofistikerade ventilationssystem som ska ge oss frisk luft och tekniskt avancerade köksutrustningar som ska förenkla tillvaron. Av detta framgår att bostadsstandarden idag i många avseenden är bättre jämfört med hur det såg ut på 30-talet. Trots detta klagar folk.

En ny typ av klagomål som kan hänföras till inomhusmiljön började förekomma på 70-talet och har sedan ökat under åren. Problemen förekommer både på arbetsplatser (skolor, kontor, sjukhus m.m.) och i bostäder (flerfamiljshus, småhus). Problemen utgörs av klagomål på miljöfaktorer (dålig luftkvalitet) och icke specifika symptom i form av irritation i ögon, näsa och mun, upplevelser av torra slemhinnor samt hudrodnad och mental trötthet. Klagomålen är diffusa och någon generell orsak till problemen har ännu inte

kunnat fastställas trots intensiv forskning. De beskrivna problemen brukar benämnas sjuka-hus syndromet (SBS)[1]. En mer fördjupad diskussion angående ohälsa kopplad till miljön i allmänhet och SBS i synnerhet redovisas i kapitel 4 där t ex olika förslag till definition för sjuka-hus syndromet presenteras och där andra former av ohälsa i byggnader redovisas, vilka ej ingår sjuka-hus syndromet men som uppvisar stora likheter i vissa fall.

Många undersökningar har försökt fastställa omfattningen av sjuka-hus syndromet men bl a på grund av att det inte finns någon allmänt accepterad definition på SBS (se kapitel 4) förekommer olika uppfattningar om utbredningen. En arbetsgrupp inom WHO (1983A; 1986) och bl a Akimenko (et al 1984) har dock uppskattat att upp till 30 % av nya och ombyggda hus har förhöjda frekvenser av klagomål. Troligen kan dock endast en mindre del av dessa hänföras till sjuka-hus syndromet.

Det finns ett uppenbart problem när det gäller forskningen inom sjuka-hus området. Hur ska vi kunna behandla problemet så länge vi inte riktigt förstår den form av ohälsa som rapporteras från människor i sjuka hus. Detta är emellertid fallet. De flesta problem som rapporteras är subjektiva till sin natur och i regel ej möjliga att fastställa med traditionella kliniska metoder. Istället görs intervjuer med de utsatta individerna angående deras upplevelser av bostads- eller arbetsmiljöerna. Mycket forskning återstår i syfte att ge ohälsan en entitet och kanske framförallt att förstå kopplingen mellan den fysiska och den mentala världen (vilket är ett filosofiskt problem som översiktligt diskuteras i kapitel 4) eftersom det är just upplevelser vi registrerar och ofta felaktigt betraktar som "hårddata" jämförbara med tekniska mätresultat.

Det finns två förhållningssätt till rapporterade klagomål av sjuka-hus typen. Man kan utgå från att klagomålen inte är "verkliga", att de som uttrycker dem är simulanter som alltid klagar, eller att de upplevda problemen inte har med byggnaden att göra utan istället är av psykosocial natur. Denna inställning fanns när sjuka-hus symptomen började uppträda i början av 70-talet. I efterhand kan man konstatera att denna inställning var mycket olycklig. Exempelvis i mögel- och flytspackelskadade hus har man i senare utredningar kunnat visa att det fanns fysiska faktorer (lukt, luftföroreningar) som troligen var en av huvudorsakerna till problemen. Det olyckliga med att inte ta rapporterade klagomål på allvar har i vissa fall visat sig som en låsning mellan boende/brukare och exempelvis förvaltare/husägare vilken kan vara mycket svår att komma tillrätta med. Människor som inte tas på allvar mister med all rätt förtroendet för dem som i någon mening är ansvariga för problemen eller dem som ska utreda orsakerna. Det andra förhållningssättet, att ta folk på allvar, är naturligtvis det enda rimliga sättet att närma sig problemet och det är denna inställning som idag gäller bland de flesta. Men att ta klagomålen på allvar är inte detsamma som att vara säker på vad som är orsak till problemen. Dessutom kan psykosociala faktorer naturligtvis ha betydelse.

[1] I avhandlingen förekommer förkortningen SBS som kommer av engelskans "Sick Building Syndrome". Någon bra svensk förkortning finns f n inte.

Varför uppstod då problemen i början av 70-talet? Det finns inget enkelt svar på denna fråga men mycket hände inom svenskt och internationellt byggande vid denna tid. Energikrisen medförde att husen isolerades bättre i syfte att minska energikostnaderna. Ventilationen minskades troligen också, åtminstone minskades höga luftflöden, och det blev vanligare med fläktstyrda system både på till- och frånluftssidan, även detta i syfte att minska förbrukningen av den dyra oljan. Kraven på termiskt klimat ökade där drag och låga temperaturer inte accepterades längre. Huskonstruktionerna förändrades också, exempelvis i form av nya grundläggningsmetoder där betongplatta på mark blev en mycket vanlig lösning när det gällde småhus. Tidigare var det vanligare med källare eller uteluftsventilerade krypgrunder. En explosionsartad ökning av nya byggnadsmaterial skedde vid denna tid när traditionella material såsom trä och keramiska material byttes ut mot mer produktionsanpassade och billigare produkter som utgjordes av syntetiska material där plast i färger och material fick en framträdande roll. Även krav på att byggtakten skulle öka uppstod, främst av ekonomiska skäl. Detta innebar att fukt ofta byggdes in i konstruktionen vilket i ett senare skede kunde påverka och bryta ner material. Fuktpåverkan har i ett mycket stort antal utredningar visat sig vara orsak till nedbrytning av material med missfärgningar, mattsläpp och dålig lukt som följd (Samuelson 1988). Brukandet av bostaden förändrades också, t ex fick kroppshygienen en mer framträdande plats. Duschning blev vanligare på bekostnad av bad i badkar. Även tidigare källarutrymmen togs i bruk för bostadsändamål där gillestugor är ett exempel. När det gäller arbetsplatsen skedde också en utveckling. Kontoren förändrades och arbetsplatsen fylldes med datorer, skrivare, kopiatorer m.m. Generellt skedde förmodligen också en minskad satsning på underhåll av byggnader vid denna tid, nämnas kan skolor och daghem och andra kommunala byggnader. Dessa förändringar tillsammans med många andra måste naturligtvis finnas med som potentiella riskfaktorer i sökandet efter orsaken till sjuka-hus problematiken. Men så mycket kan dock sägas att det finns ingen enskild faktor som har visat sig vara orsaken.

I diskussionen framförs ofta argument som att "bara vi bygger som vi gjorde förr så kommer vi tillrätta med problemen". Detta förhållningssätt är emellertid inte helt invändningsfritt. För det första accepterar vi idag inte det termiska klimat inomhus som var vanligt på 50- och 60-talet. Och många av de förändringar som skedde hade just till uppgift att förbättra inomhusklimatet i det avseendet. Av samma skäl går det inte att utan risker återgå till exempelvis traditionella grundläggningsmetoder (krypgrund) (vilket idag är mycket vanligt bland husfabrikanter där skälet förmodligen är att konsumenterna anser att detta är en säker grundläggningstyp). Detta eftersom konstruktionen idag inte ser likadan ut. Bättre isolering i bjälklag och frånvaron av murstockar som värmer upp kryputrymmet gör att temperatur och fuktighet i dagens kryputrymmen ser annorlunda ut än i de gamla. Även återgång till "gamla" material kan vara förenat med problem eftersom byggnadsmaterialen idag inte ser likadana ut, exempelvis linoleum, trots att de har samma namn. Den ovan anförda inställningen kan dock ha sitt värde i den bemärkelsen att det finns anledning att använda beprövade material, konstruktioner och produktionsmetoder

och när innovationer förs in i byggprocessen så ska de utvärderas med avseende på exempelvis beständighet och avgivning av föroreningar vilket inte gjordes när många nya material fördes in i byggprocessen på 70-talet.

Mycket av klagomålen inom SBS gäller luftkvalitet. Problemet är dock att de koncentrationer av luftföroreningar som vi mäter upp i bostäder och på arbetsplatser i icke industriella miljöer är mycket låga. Ofta hundra till tusen gånger lägre än i industriella miljöer. Den kunskap vi har angående toxiska effekter orsakade av exempelvis kemiska föroreningar gäller i allt väsentligt industriella miljöer. Denna kunskap är emellertid inte direkt överförbar till icke instustriella miljöer på grund av stora skillnader i föroreningsnivåer, både kvantitativt (koncentrationer) och kvalitativt (förekomst av enskilda ämnen). Det är inte helt okomplicerat att extrapolera sig fram till de koncentrationer som finns i icke industriella miljöer med hänsyn till toxiska effekter. Förutom att koncentrationerna av olika luftföroreningar i icke industriella miljöer är låga så finns andra fenomen som komplicerar situationen. Olika ämnen förekommer i blandningar som kan innebära att interaktionseffekter uppstår mellan enskilda föroreningar. Undersökningar har exempelvis kunnat identifiera flera hundra olika ämnen av flyktig organisk natur, s k VOC. Dessutom är det rimligt att förvänta sig att flera av dessa föroreningar inte är stabila utan kan ändra karaktär i inomhusluften genom exempelvis oxidationsfenomen. Mätningar av föroreningssituationen inomhus sker förmodligen därmed på ett dynamiskt system som ändrar karaktär hela tiden beroende på andra faktorer såsom relativ luftfuktighet, temperatur, ventilation m.m. Dessutom finns andra typer av föroreningar som normalt inte mäts, delvis beroende på dessa ämnens instabila natur.

Ett annat problem är hur man vid tekniska mätningar av luftkvaliteten ska kunna erhålla ett övergripande mått som täcker in flera potentiella riskfaktorer. I normalfallet görs enskilda mätningar av olika föroreningar eller fysikaliska faktorer som temperatur, relativ luftfuktighet, ljus, buller m.m. Även i det fallet mätningar görs av många faktorer samtidigt så har vi inget bra sätt att väga samman de enskilda resultaten till en helhet. Och förmodligen är det just helheten som människan uppfattar och inte primärt detaljerna.

Forskningen angående sjuka hus har pågått i ett tjugotal år. Trots denna intensiva forskning har ingen generell faktor kunnat visas vara orsak till problemen. Sannolikheten torde därmed vara ganska hög för att det inte finns någon enskild faktor som orsakar SBS. Istället måste vi hitta metoder för att studera påverkan av en mängd olika parametrar samtidigt, vilket inte är helt enkelt, och dessutom ta hänsyn till psykologiska och sociala fenomen som kan ha betydelse, både direkt och indirekt genom interaktion med andra, exempelvis fysiska faktorer. Traditionen inom åtminstone det tekniska området är att se problemen utifrån ett dos/respons fenomen där det finns endimensionella samband mellan en exponering och en medicinsk effekt. Inom det miljömedicinska området sker ofta forskningen med en exponeringsfaktor i taget (på djur och människor) och utifrån resultat från sådana studier kan gränsvärden upprättas. Sådana samband är också ofta lätta att

presentera kanske framförallt därför att de går att redovisa i tvådimensionella diagram där resultaten framgår på ett mycket pedagogiskt sätt. Tyvärr verkar inte denna väg vara framkomlig inom sjuka-hus problematiken. Problemet kanske istället ska beskrivas som multifaktoriellt både när det gäller exponering och effekt (se kapitel 4).

Med denna inledning kan man konstatera att det finns all anledning att ta rapporter om subjektivt upplevda problem i byggnader på allvar men att ha en ödmjuk inställning och öppna sinnen till vad som kan vara orsak. Innan vi vet vad som är orsaken till problemen är det också mycket svårt att föreslå åtgärder även om vissa uppenbara problem i våra byggnader naturligtvis kan och ska undanröjas. Sådana insatser löser dock normalt ej sjuka-hus problematiken. Mycket tyder på att det inte finns någon enskild faktor som orsakar problemen utan det handlar om komplexa kopplingar mellan multifaktoriella belastningar och multiperceptuella upplevelser.

Ett sätt att studera multifaktoriella exponeringar är att använda mönsteranalyser där ambitionen är att undersöka effekten av flera samtidigt verkande faktorer. Det finns ett antal metoder för sådana angreppssätt som också har använts i ett fåtal SBS-undersökningar (se kapitel 5.5). Det handlar i grunden om matematiska metoder som har utvecklats inom andra ämnesområden. Syftet med en mönsteranalyser kan exempelvis vara att försöka skilja olika miljöer åt när det gäller föroreningar i luft eller att studera skillnader i symptommönster mellan olika populationer. Istället för att studera enskilda tekniska faktorer eller enskilda klagomål undersöker man istället mönster eller profiler för att därigenom erhålla en mer nyanserad bild av det system man vill studera.

Ett område som är väl lämpat för mönsteranalys är luftföroreningar som består av flyktiga organiska ämnen (VOC). Studier har kunnat identifiera upp till 300 enskilda VOC-ämnen i normal inomhusluft (Berglund et al. 1986 B). Att hitta samband mellan enskilda substanser och ohälsa har visat sig vara mycket svårt och eftersom det handlar om mycket låga koncentrationer är detta inte heller vad man förväntar sig. Men man kan betrakta luftföroreningen som ett mönster (kromatogram) som utgörs av de enskilda komponenterna. En inomhusmiljö kan då beskrivas med ett mönster och istället för att studera skillnader mellan olika miljöer med avseende på enskilda substanserna kan man undersöka om det finns mönsterskillnader. Det bör påpekas att ett sådant mönster kan innehålla olika typer av potentiella riskfaktorer såsom VOC, ventilation, relativ luftfuktighet, partiklar, m.m.

1.2 Syfte med undersökningen

En övergripande hypotes i avhandlingen var att det finns fysiska faktorer (luftkvalitets-aspekter) som är en utlösande faktor för de upplevda problemen. Man kan dock förvänta sig att även psykologiska och sociala faktorer har betydelse för skapandet av upplevelsen men dessa studeras ej inom ramen för undersökningen.

Det primära syftet med undersökningen var att med hjälp av metoder för mönsteranalys (Hierchical Cluster Analys, Principal Component Analys) studera föroreningsbilden i inomhusluften i bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel (sjuka och sunda bostäder) och därigenom undersöka om det fanns mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar. Om det fanns sådana skillnader med avseende på luftföroreningar var nästa syfte att försöka identifiera kritiska substanser och vilka källor dessa hade. Det bör påpekas att även om kritiska mönster kan identifieras och därigenom också enskilda kritiska substanser så är inte detta detsamma som att orsaken till sjuka-hus problemen (SBS) har hittats. Detta delvis beroende på att det var fråga om en fältstudie där man ej kontrollerade alla riskfaktorer samt att andra vetenskapliga krav inte uppfylldes vilket är ett generellt problem för denna typ av studier (se kapitel 11.1.1). Resultat från en mönsteranalys i den form som har använts i denna avhandling kan på sin höjd betraktas som indikationer i någon riktning och kan därmed vara en vägledning i det fortsatta arbetet med att försöka förstå och förhoppningsvis lösa SBS-problemet. Ytterligare ett syfte med undersökningen var att med resultat från mönsteranalysen (kritiska ämnen) försöka identifiera relevanta exponeringsmått för VOC i icke industriella miljöer. Slutligen fanns ett syfte att undersöka om vissa symptommönster kunde kopplas till olika miljöer.

1.2.1 Hypoteser

Huvudsyftet med undersökningen var att studera mönstret av olika luftföroreningar (VOC) och dess eventuella skillnader mellan flytspackelskadade bostäder respektive bostäder utan flytspackelproblem och därmed dessa mönsters eventuella inverkan på upplevelsen av dålig inomhusmiljö hos de boende (Kapitel 8). Med dessa resultat som grund gjordes försök att identifiera olika kritiska exponeringsmått.

H1. Hypotesen var att det fanns skillnader i föroreningsmönstret mellan inomhusmiljöer som upplevdes som sjuka respektive sunda.

Om det gick att identifiera skillnader i föroreningsmönster (submönster) mellan sjuka och sunda miljöer blev nästa syfte att påvisa kritiska föroreningars ursprung (Kapitel 9).

H2. Hypotesen var att det fanns ett samband mellan golvfaktorer (kaseinhaltigt flytspackel, fukt i betong, mattyp) och förekomsten av kritiska ämnen i inomhusluften.

Ett tredje syfte i studien var att undersöka vilka tekniska faktorer (eg. ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) som påverkar de kritiska submönster som eventuellt kunde identifieras, (Kapitel 7).

H3 Hypotesen var att det fanns ett samband mellan olika tekniska variabler vilka tillsammans utgjorde ett system som skiljer sjuka miljöer från friska.

Ett sista syfte med undersökningen var att studera skillnader i problemförekomst (symptom) på gruppnivå (gårdar). Ett sätt att beskriva sådana skillnader är att beräkna relativa frekvenser för upplevda problem i olika populationer. Detta tillvägagångssätt är ett sätt att försöka kvantifiera problemen vilket emellertid inte är helt invändningsfritt, (kapitel 4.3.7.1). Ett annat sätt att beskriva skillnader i upplevelser är att undersöka om det finns olikheter i symptommönster mellan olika miljöer. Med detta menas till exempel att vissa upplevelsekonstellationer (samband mellan enskilda klagomål på miljöfaktorer och symptom) är vanligare i vissa miljöer än i andra. Om sådana skillnader i upplevelsemönster kan påvisas innebär detta att vi istället erhåller en kvalitativ bedömning av problemen vilket eventuellt är ett bättre sätt att undersöka sjuka hus. I förlängningen kan detta innebära att vi utifrån en klagomålsprofil skulle kunna avgöra vilken typ av tekniska faktorer som är orsak till problemen, (Kapitel 10).

H4 Hypotesen var att det fanns skillnader i symptommönster för boende i lägenheter med och utan flytspackel.

1.3 Tillvägagångssätt

Samband mellan miljöfaktorer och hälso- respektive komfortproblem har studerats i tre bostadsområden: två problemområden med kaseinhaltigt flytspackel och ett referensområde. I de boendes lägenheter genomfördes tekniska mätningar med avseende på olika exponeringsfaktorer. De boendes hälso- och komfortproblem kartlades med hjälp av enkäter.

Använda enkäter och metoder för de tekniska mätningarna samt tidpunkter för olika undersökningar redovisas i kapitel 3. Även de enskilda lägenheternas tekniska utformning redovisas i kapitel 3.

Enkätundersökningar

För att kartlägga de boendes upplevelser av inomhusmiljön i deras bostäder har enkätundersökningar gjorts i tre bostadsområden: två problemområden med skador från kaseinhaltigt flytspackel (Problemområde I och II) och ett referensområde som betraktas som ett friskt område. Resultaten från enkätundersökningarna är uppdelade på 9 gårdar med 84-160 individer per gård i problemområdena och 292 individer i referensområdet. När det gäller mönsteranalys av symptomförekomsten har enkätdata från 1809 individer i problemområde I och 292 enkätresultat från referensområdet använts. Påpekas bör att problemområde I inte var homogent med avseende på flytspackelskador. Det fanns gårdar utan kaseinhaltigt flytspackel och även två gårdar som vid undersökningstillfället var åtgärdade. Efter denna undersökning har alla gårdar sanerats i problemområdena I och II.

Tekniska mätningar och lägenheternas tekniska utformning

Tekniska mätningar är genomförda i 6-10 slumpmässigt utvalda lägenheter i de nio olika gårdarna: sju gårdar i problemområde I, en gård i problemområde II och referensområdet som betraktas som en gård. Mätningar har gjorts av: VOC: TVOC, enskilda ämnen, kemiska grupper av ämnen samt antal ämnen inom olika kemiska grupper, ventilation, lufttrycksskillnader, rumstemperatur, relativ luftfuktighet, relativ fuktighet i betong och ammoniak i golvkonstruktion och i luft.

1.4 Disposition och läsanvisning

I kapitel 2 ges en litteraturöversikt där hypoteser angående fysiska, psykiska och sociala riskfaktorer för sjuka-hus syndromet presenteras tillsammans med resultat från experimentella och epidemiologiska studier i litteraturen. I kapitlet redovisas även en biologisk modell för hur flyktiga organiska ämnen (VOC) eventuellt påverkar människan.

I kapitel 3 redovisas avhandlingens uppläggning med avseende på metoder för enkätundersökningar, tekniska mätningar samt strategin för de sambandsanalyser som har gjorts. Metoden för mönsteranalys (PCA) redovisas även översiktligt.

I kapitel 4 ges en översiktlig betraktelse av sjuka-hus syndromet som det beskrivs i litteraturen. Hälsa diskuteras i allmänhet och sjuka-hus syndromet i synnerhet där också föreslagna definitioner för SBS presenteras. En i litteraturen beskriven teori angående sensoriska reaktioner som grund för människans upplevelser redovisas där begrepp som olika sensoriska system, sensoriska interaktioner, adaption, lukt och irritationer samt överkänslighet presenteras. Sambandet mellan upplevelser och sensoriska reaktioner där frågeställningen angående kopplingen mellan den fysiska och den mentala världen diskuteras översiktligt. Avslutningsvis redovisas ett antal "objektiva" metoder för att mäta irritationsfenomen i ögats och näsans slemhinnor.

I kapitel 5 diskuteras skillnader och likheter mellan endimensionella substansanalyser och multifaktoriella mönsteranalyser. Ett antal motiv för mönsteranalys som en metod att studera sjuka-hus problemen redovisas.

I kapitel 6 beskrivs tekniska och hälsomässiga problem i samband med flytspackelproblem. Vidare redovisas belagda och hypotetiska orsaker.

I kapitel 7 redovisas resultat från enkätundersökningarna och en översiktlig diskussion av dessa genomförs. Vidare presenteras resultat från de tekniska mätningarna och även dessa diskuteras i termer av samband mellan olika tekniska faktorer.

I kapitel 8 redovisas resultat från sambandsanalysen mellan enkätundersökningar (upplevelser) och tekniska mätningar på gårds- och individnivå. Arbetet var härvid huvudsakligen inriktat på mönsteranalyser av föroreningsbilden i inomhusluften i de undersökta lägenheterna där syftet var att undersöka om det fanns mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar i sjuka och sunda bostäder eller byggnader med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Men även analyser med de ursprungliga variablerna redovisas där syftet främst var att ge mönsteranalysen ett innehåll. I kapitlet görs även försök att använda nya exponeringsmått för VOC.

I kapitel 9 redovisas resultat från emissionsmätningar från golvmaterial med FLEC (Field and Laboratory Emission Cell) i två lägenheter: en lägenhet med kaseinhaltigt flytspackel och en med ett kaseinfritt kalkspackel. Syftet var här att undersöka om golven avgav de kritiska föroreningarna som erhölls i mönsteranalysen.

I kapitel 10 görs en mönsteranalys (PCA) av de boendes upplevelser av inomhusmiljön i sjuka och i sunda bostäder i syfte att identifiera skillnader. Syftet här var främst att undersöka om det fanns symptom som var korrelerade till varandra.

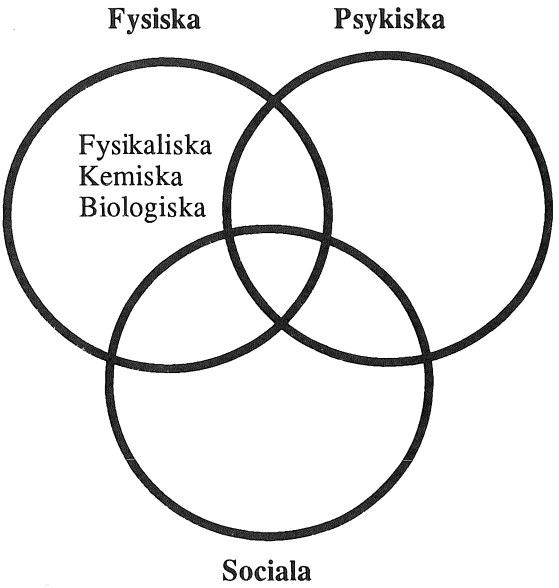
I kapitel 11 diskuteras de erhållna resultaten och de metoder som har använts. Jämförelser görs med andra undersökningar som finns beskrivna i litteraturen. I detta sammanhang görs en bedömning av de framkomna resultatens relevans för det undersökta problemet.

I kapitel 12 slutligen redovisas slutsatser och resultat av hypotesprövningen i avhandlingen.

2 HYPOTESER ANGÅENDE ORSAKER TILL SBS I LITTERATUREN

2.1 Fysiska, psykologiska och sociala riskfaktorer

Hälsa och välbefinnande kan påverkas av en mängd faktorer. I litteraturen beskrivs främst tre potentiella riskområden som är av fysisk, psykologisk och social natur. De fysiska faktorerna kan indelas i fysikaliska, kemiska och biologiska parametrar. Dessa tre riskfaktorer kan endera påverka oss direkt eller genom interaktioner medföra mer komplicerad påverkan figur, 2.1. De nedan redovisade resultaten härrör från epidemiologiska (eg. fältstudier) och experimentella studier (eg. klimatkammarstudier). Tyngdpunkten i genomgången är lagd på områden som senare behandlas i avhandlingen.



Figur 2.1 Hypotetisk modell över potentiella riskfaktorer för ohälsa i byggnader i form av sjuka-hus syndromet (SBS). De tre riskfaktorerna kan påverka människan direkt eller genom interaktioner med varandra.

2.2 Fysiska faktorer

Det är naturligtvis rimligt att betrakta de fysiska faktorerna som potentiella riskfaktorer. Eftersom klagomålen ofta gäller luftkvalitetsaspekter torde föroreningar i inomhusluften och de faktorer som påverkar dessa aspekter vara viktiga att studera. I många undersökningar finns också dessa med som den huvudsakliga riskfaktorn även om psykiska och sociala faktorers inverkan också har studerats. De fysiska faktorerna kan indelas i:

- Fysikaliska faktorer
- Kemiska faktorer
- Biologiska faktorer

2.2.1 Fysikaliska faktorer

Avhandlingen behandlar ett antal fysikaliska faktorer som kan ha betydelse för SBS. Med fysikaliska faktorer avses i denna litteraturgenomgång följande enskilda områden:

- Ventilation
- Temperatur och relativ luftfuktighet
- Fukt i byggnadskonstruktioner

2.2.1.1 Ventilation

Ventilationens huvudsakliga uppgift är att föra in friskluft i byggnaden, att skapa ett bra inomhusklimat samt att späda ut och föra bort luftföroreningar från inomhusluften. Redan på 30-talet genomförde Yaglou (et al 1936) klassiska studier angående föroreningar från människan i inomhusluften. Yaglous slutsats var bl a att den dominerande luftföroreningen i inomhusluften, på kontor och i liknande icke industriella miljöer, härrörde från människan och att byggnadsmaterial, verksamheten, ventilationssystemet och uteluften m.m inte var lika viktiga föroreningskällor. En följd av detta resonemang blev att behovet av ventilation relaterades till antalet personer i en lokal. Idag betraktas föroreningar som härrör från människan enbart som en förorening bland många i inomhusmiljöer. Fanger (1988) och många andra forskare har i olika studier visat att även byggnaden, verksamheten, ventilationssystemet och uteluften m.m tillför föroreningar till inomhusluften i tillräckliga mängder för att luftkvaliteten ska påverkas.

I såväl bostäder som kontor förekommer olika typer av ventilationssystem. Fram till 1960-talet förekom oftast självdragssystem (S). Under 1960-talet började mekanisk frånluft (F) att användas liksom mekanisk till- och frånluft (FT). På 1970-talet, i samband med energikrisen, användes FT-system med värmeväxling (FTX) för att minska energiförbrukningen. Även återluft började användas vid denna tid vilket innebar att tillförd friskluft blandades ut med använd inomhusluft.

I ett projekt vid miljöförvaltningen i Stockholm redovisas förekomsten av olika ventilationssystem i bostäder (378 slumpmässigt utvalda flerfamiljshus och 551 småhus) från tiden före 1960 och framåt (Engvall et al 1992). Av denna rapport framgår att fram till 1960 hade flerfamiljshus cirka 60 % självdrag och 40 % mekanisk frånluft. Hus byggda 1961-1975 var till cirka 70 % utrustade med F-system. Under denna tid började man även att förse lägenheterna med mekanisk till- och frånluft (cirka 20 %). Endast 7 % hade självdrag under denna period. I hus byggda efter energikrisen, 1976-1984, var det vanligast att lägenheterna var försedda med FT-system (64 %). I drygt en tredjedel av husen fanns mekanisk frånluft (36 %). Inga hus i undersökningen hade självdrag från denna tid. I hus byggda efter 1985 verkade en återgång ha skett till mekanisk frånluft (76%) och andelen hus med mekanisk till- och frånluft uppgick till cirka 20 %, inga hus hade självdragsventilation under denna period. I rapporten gjordes ingen uppdelning mellan mekanisk från- och tilluft och FTX-system. I husen från 1976 och framåt torde dock de flesta FT-system vara utrustade med någon form av värmeväxling av energibesparingskäl.

I ELIB-undersökningen gjordes en uppskattning av andelen av olika ventilationssystem i det svenska byggnadsbeståndet (Boman et al 1993). I flerfamiljshus från tiden 1941-1960 finns enligt denna beräkning cirka 60 % självdrag och cirka 35 % mekanisk frånluft. För tiden 1961-1975 finns cirka 20 % självdrag, cirka 65 % mekanisk frånluft och 15 % mekanisk till- och frånluft. Dessa uppskattningar påminner i stort om resultaten från den ovan beskrivna studien i Stockholm (Engvall et al 1992). Boman med kollegor (1993) uppskattar att det i Sveriges nuvarande bostadsbestånd när det gäller flerfamiljshus finns 42 % naturlig ventilation, 45 % mekanisk frånluft och 13 % mekanisk till- och frånluft, och i småhus finns 80 % naturlig ventilation, 12 % mekanisk frånluft och 8 % mekanisk till- och frånluft.

En viktig aspekt när det gäller ventilation av byggnader som kräver värme eller kyla är att den tillförda uteluften tillsammans med infiltration av uteluft kommer att ge energiförluster. På grund av begränsade resurser (globalt) är energibesparingar önskvärda generellt och naturligtvis även i byggnadssammanhang. Ventilationen bör vara så låg som möjligt för att spara energi men också vara tillräckligt hög för att skapa en hälsosam och en komfortabel inomhusmiljö. Av detta framgår att det kan finnas ett motsatsförhållande mellan energibesparingskrav och luftkvalitet inomhus.

Ventilation av bostäder och arbetsplatser är inte enbart en fråga om luftflöden. Eftersom upplevelsen av luftkvalitet troligen främst är kopplad till föroreningar i inomhusluften handlar det också om hur effektivt ventilationen fungerar och den tillförda luftens kvalitet. Med ventilationens effektivitet menas till exempel att föroreningar evakueras vid källan vilket inte nödvändigtvis kräver högre luftflöden utan mera handlar om utformningen av ventilationssystemet. Olika effektivitetsmått för denna typ av frågeställningar finns framtagna, eg. luftutbyteseffektivitet och ventilationseffektivitet (Sandberg et al 1988). Med luftutbyteseffektivitet menas hur effektivt luften byts ut i rummet och utgörs av kvoten

mellan ventilationsluftens utbytestid (medelålder i frånluftdonet) och luftens dubbla medelålder i rummet. Vid s k kolvströmning har man en effektivitet av 100 % medan ett fullständigt omblandande system har en luftutbyteseffektivitet på 50 %. Det finns inte så många mätningar från normala driftförhållanden men de som finns tyder på att de flesta omblandande system har en luftutbyteseffektivitet på cirka 50 % om inte tilluftstemperaturen är kraftigt förhöjd eller donen har felaktig placering, s k kortslutning (Sandberg 1984; Sandberg et al 1988). Ventilationseffektivitet anger hur effektivt en förorening transporteras från ett rum och utgörs av kvoten mellan jämviktskoncentrationen i frånluften och medelkoncentrationen i rummet. Vidare finns mått för hur effektivt en huv eller köksfläkt fångar upp luftföroreningar.

En viktig aspekt är att identifiera luftföroreningar i inomhusluften samt karakterisera olika föroreningskällor. Generellt kan föroreningar produceras i byggnaden genom avgivningar från byggnadsmaterial eller produkter som används. Även verksamheten och mänsklig aktivitet innebär att luftföroreningar bildas. Denna typ av föroreningar kan endera föras bort med hjälp av ventilationen eller genom att avgivningskällan elimineras. Men föroreningar kan även bildas i ventilationssystem (Fanger 1988; Fanger et al 1989; Berglund et al 1982). Sådana föroreningar måste naturligtvis elimineras och detta sker förmodligen inte genom ökade luftflöden. Vidare tillförs inomhusluften föroreningar från uteluften. Sådana föroreningar måste avskiljas innan luften når inomhusmiljön vilket normalt sker med olika typer av filter. Slutsatsen blir att beroende på källan för olika föroreningar kommer olika åtgärder att vara lämpliga och därmed är ett viktigt arbete att identifiera olika föroreningar och deras källor.

En övergripande frågeställning är om minskad ventilation i syfte att spara energi är den huvudsakliga orsaken till problem med luftkvaliteten inomhus i icke industriella miljöer som har rapporterats inom SBS. En sådan fråga är inte helt enkel att besvara. En expertgrupp vid den internationella konferencen i Helsingfors (Indoor air '93) påpekade att dålig luftkvalitet kan uppstå vid inadekvat ventilation men att det även finns problem som inte beror på ventilationen (Tiechman et al 1993). Endrullat med kollegor (et al 1993) framhåller att ventilationen inte kan användas som en patentlösning på alla typer av problem med luftkvaliteten inomhus. Valet av åtgärd kan förenklat uttryckas som endera (a) en kontroll vid avgivningskällan eller en eliminering av avgivningskällan för en emission eller (b) en ökad allmän ventilation för att späda ut och föra bort föroreningen. Den förra typen kan exemplifieras med föroreningar från matlagning (matos, lukt etc) eller lokal fuktproduktion vid bad och duschning där frånluftsutrustningen ska evakuera föroreningen vid källan. I vissa fall, exempelvis vid kemisk påverkan av olika material med emission av föroreningar som följd, torde den mest effektiva åtgärden vara att eliminera avgivningskällan och återställa konstruktionen på ett sätt så att problemet undviks i framtiden; exempelvis kemisk påverkan på golvmaterial på grund av hög alkalisk fukt där åtgärden kan vara att golvmaterialet byts ut. Sådan påverkan av material med emissioner och dålig luftkvalitet, exempelvis lukt, som följd är förmodligen mycket svår att åtgärda

enbart med ökad ventilation.Vid mer generell avgivning av föroreningar från ytstora byggnadsmaterial, såsom naturlig avgasning från golv- och väggmaterial, torde en ökad ventilation med utspädning och bortförsel av föroreningarna vara en effektiv åtgärd. Men eftersom vi idag inte har tillräcklig kunskap angående enskilda föroreningars eller blandningars effekter på människans sensoriska system är det svårt att upprätta kriterier som ska ligga till grund för ventilationskrav. Metoder för att beräkna emissionen från olika material är däremot väl utvecklade. Men eftersom emissionsskillnader inte generellt verkar vara direkt kopplade till hälsodata är användandet av emissionsdata tveksam som en hälsobas för upprättande av ventilationsstandarder. Däremot torde en ökad användning av emissionsdata vara önskvärd som ett verktyg för att upprätta strategier för reduktion av exponeringar.

Ett kriterium för behovet av ventilation är att utgå från sensoriska effekter. Cain (et al 1993) diskuterar om det finns överensstämmelse mellan klimatkammarstudier och andra kriterier för lufttillförsel. Författarna anger att från en tioårsperiod till en annan under 1900-talet har kravet på ventilation varierat med en faktor fem. Erfordrad minimal ventilation för kontor varierar internationellt mellan 0.7-1.4 (l/s, m^2 golvyta) beroende på vem som har ställt kraven. I Europa är de flesta överens om ett krav på 1.1-1.4 (l/s, m^2). Den stora variationen illustrerar att det inte finns något specifikt kriterium för att upprätta rekommendationer och krav. Författarna hävdar dock att vi har lämnat den tid när vi rekommenderar låg ventilation. Det finns också fältstudier som tyder på att frånluftsflöden lägre än 10 (l/s, person) ger symptom. Klimatkammarstudier tyder på samma sak. Sammanfattningsvis anger författarna att det finns behov av bättre underlag med avseende på sensoriska effekter för att ange rekommendationer och krav för ventilation.

Hälsoeffekter kopplade till ventilation

Olika ventilationssystem

Flera forskare har framfört att byggnader med självdrag har mindre problem med inomhusmiljön än byggnader med luftkonditioneringssystem. Det är emellertid inte alltid klart vad som avses med luftkonditionering. Svenska inneklimatinstitutet (1990) använder termen luftbehandlingssystem och menar med detta ett mekaniskt till- och frånluftssystem med värmning, kylning, rening och eventuellt befuktning av tilluften. Enligt deras definition ingår ej system med återluft i denna term. Inom engelsk litteratur används begreppet HVAC (Heating, Ventilation and Air Condition). AIRGLOSS (1993) definierar begreppet luftkonditionseringssystem enligt följande;"*Air Conditioning*" som "*The artificial process of treating air to adjust its temperature, humidity, cleanliness, air quality, circulation and distribution as required by occupants, a process or a product in the space*". Av denna genomgång framgår att man kan urskilja tre ventilationsprinciper: självdragssystem, mekanisk frånluft och mekanisk till- och frånluft med olika former av luftbehandling. Problemet är då att systemen som innehåller luftbehandlingsmoment inte är en homogen

grupp. Olika moment som befuktning (Sundell et al 1992; Burge et al 1987) och återluft (Jaakkola et al 1993; Dawidowicz et al 1987) har i undersökningar visat sig vara riskfaktorer med avseende på SBS eller annan specifik ohälsa. Ofta är orsaken då att anläggningen inte har fungerat som det var tänkt från början. Vid användandet av roterande värmeväxlare finns också en risk att föroreningar i frånluften läcker över till tilluften, i synnerhet om fläktarnas placering ger en felaktig tryckbild över värmeväxlaren. Vid en riktig placering av fläktarna har läckaget av organiska gaser visat sig uppgå till högst 10 % (Andersson et al 1990; Andersson et al 1993). Detta innebär att det är mycket svårt att dra slutsatser från vissa nedan redovisade undersökningar eftersom olika ventilationsprinciper inte beskrivs tillräckligt väl.

Många forskare har visat att symptomprevalensen var högre i byggnader (oftast kontor) med luftkonditionering (i synnerhet anläggningar med kylning och befuktning) jämfört med byggnader med självdrag, (Hedge et al 1989; Mendell et al 1992; Skov et al 1990; Zweers et al 1992; Burge et al 1987; Harrison et al 1990; Kroeling et al 1988; Robertsson et al 1989; Sverdrup et al 1990). I andra studier har sådana samband ej kunnat visas (Sundell et al 1991; Preller et al 1990). Finnegan med flera (1984) jämförde prevalensen för symptom mellan naturligt ventilerade byggnader och byggnader med annat ventilationssystem. Flera olika SBS-symptom fanns i signifikant högre omfattning i de luftkonditionerade byggnaderna jämfört med dem som hade naturlig ventilation. Fisk (et al 1993) studerade 12 kontorsbyggnader, tre med självdrag, tre med mekanisk till- och frånluft samt sex byggnader med luftkonditionering. Symptomprevalensen varierade inom byggnaderna men självdragshusen hade signifikant lägst problem. Ingen av de uppmätta parametrarna kunde kopplas till symptom (koldioxid, TVOC, bakterier). Robertson (et al 1985) undersökte två byggnader, en med luftkonditionering och en med naturlig ventilation. Studien visade på en klar skillnad med avseende på symptom mellan de båda byggnaderna. Slemhinnesymptom fanns i signifikant högre omfattning i den luftkonditionerade byggnaden. Ingen teknisk parameter kunde kopplas till skillnaden i symptomprevalens (eg. formaldehyd, temperatur inomhus, lufthastighet, positiva eller negativa joner, koldioxid, ozon, relativ luftfuktighet). Finnegan (et al 1986) framhöll att luftkonditionering i praktiken inte gav den komfort och tillfredsställese med inomhusmiljön som var ett syfte med denna ventilationsprincip. Finnegan (et al 1987) studerade ett antal byggnader utan tidigare rapporterade klagomål. Det fanns en förhöjd prevalens av symptom i de luftkonditionerade byggnaderna. Men författarna framhöll att bortsett från vad som orsakar SBS i luftkonditionerade byggnader så fanns orsaken (orsakerna) även i naturligt ventilerade byggnader om än i en mindre omfattning. Hedge (et al 1987) konstaterade att naturligt ventilerade byggnader var den hälsosammaste arbetsplatsen även om det fanns stora skillnader inom denna kategori. Jaakkola (et al 1993) undersökte 41 slumpmässigt utvalda kontor där 2678 individer arbetade. Med hjälp av enkäter utvärderades upplevelsen av inomhusmiljön. Resultaten visade att symptom var vanligare i byggnader med mekanisk ventilation jämfört med självdrag. Även återluft var en riskfaktor enligt författarna. I en annan studie undersöktes klagomål på miljöfaktorer och

symptom i flerfamiljshus och småhus (Routsalainen et al 1990). Syftet var att undersöka skillnader i klagomål mellan de båda hustyperna och mellan olika ventilationssystem. Intressant var att boende i flerfamiljshus med mekanisk till- och frånluft rapporterade mer symptom än boende i flerfamiljshus med självdrag. För småhus gällde det motsatta. Boende i småhus med naturlig ventilation hade mer symptom än boende i småhus med mekanisk till- och frånluft. När det gäller bostäder visade också en fransk studie att självdragssystem var en riskfaktor (Loewenstein et al 1993). Harrison (et al 1990) undersökte femton kontorsbyggnader med olika ventilationssystem. Fem byggnader hade luftkonditionering med återluft, sex hade mekanisk ventilation och fyra byggnader hade självdrag. Syftet med studien var att kvantifiera luftföroreningar av typen partiklar och mikroorganismer i de olika byggnaderna. Prevalensen av klagomål undersöktes med hjälp av enkäter. Resultaten visade att byggnaderna med självdrag hade den lägsta prevalensen av klagomål. Däremot visade det sig att den högsta koncentrationen av partiklar och mikroorganismer fanns i byggnaden med självdrag. Detta innebar att det fanns en negativ korrelation mellan symptom och mängden mikroorganismer och partiklar i inomhusluften.

Fanger (1987) undersökte 20 slumpmässigt utvalda kontor med mekanisk till- och frånluft. En panel av individer besökte olika lokaler vid tre tillfällen; utan personal och ingen ventilation, utan personal men med ventilationen i funktion och med personal och med ventilationen igång. Panelen hade att avgöra om luftkvaliteten var acceptabel eller ej och den upplevda luftkvaliteten kvantifierades (olf, se kapitel 4.3.5). Det fanns i denna studie ingen signifikant korrelation mellan huruvida luftkvaliteten var acceptabel och luftomsättning, koldioxid, koloxid, partiklar respektive totala mängden flyktiga organiska ämnen (VOC). Författarens slutsats var att dolda olf´s fanns i det mekaniska ventilationssystemet och att detta är orsaken till att naturligt ventilerade byggnader har mindre problem. Även andra studier har visat att luften kan förorenas i tilluftkanaler (Fanger et al 1989; Berglund et al 1982).

Ett generellt problem med ovan beskrivna jämförelser mellan luftkonditionerade byggnader och byggnader med naturlig ventilation är att det naturligtvis finns andra skillnader än enbart utformningen av ventilationssystemen. I Sverige och internationellt finns en klar tendens att byggnader med naturlig ventilation härrör från tiden före 1960, (Boman et al 1993; Engvall et al 1993). Dessa byggnader skiljer sig från nyare bl a med avseende på byggnadsmaterial, konstruktionslösningar, byggtakt vid byggnadens uppförande, installationer och utrustningar m.m. Naturligtvis kan det därmed finnas andra faktorer än enbart ventilationssystemet som påverkar luftkvaliteten inomhus. Det är också ibland oklart vad man menar med luftkonditioneringssystem. Befuktning och återluft har i vissa studier visat sig vara riskfaktorer.

Olika ventilationsgrader

En hypotes som gick ut på att en reduktion av luftflödena vid mekanisk ventilation skulle minska symptomen prövades av finländska forskare (Jaakkola et al 1987). Studien gjordes i ett kontor med 2159 anställda. Efter en inledande undersökning reducerades ventilationen till 40 respektive 25 % av ursprunglig ventilationsgrad i vissa delar medan andra delar av byggnaden hade kvar den ursprungliga ventilationen vilka användes som referens. Uppföljande enkätstudier visade att en motsatt effekt erhölls mot vad som förväntades i hypotesen. Mer symptom uppstod där ventilationen hade minskats. Samband mellan lägre ventilation och symptom har också visats av Nagda (et al 1991) och Sundell (et al 1992). Vid uteluftsflöden lägre än 10 l/s uppstod högre symptomprevalenser (Leinster et al 1992; Skov et al 1990A). Men ingen signifikant skillnad i symptom kunde synas vid jämförelser av högre ventilationsgrader (eg. 14-30 l/s) (Menzies et al 1991). Hanssen (et al 1993) visade att ökad ventilation i en skola minskade allmänsymptom men ej slemhinnesymptom hos 264 barn (12-15 år). Ventilationssystemet renoverades och luftflödena ökades från 1-8 l/s, person med återluft till 8 l/s, person utan återluft. Det var dock oklart om det var ökade flöden som gav effekten eller enbart frånkopplingen av återluft. Från en konstorsstudie i Västerbotten rapporterades att höga uteluftsflöden (median > 13,9 l/s; person) var starkt korrelerade till låg symptomprevalens (Sundell et al 1993 B; Sundell et al 1991). Mendell (1993) anger att studier där ventilationen har mätts med spårgas verkar kunna visa på ett samband med symptomprevalens (Nagda et al 1991, Sundell et al 1992) medan andra typer mätningar av ventilationen inte gjorde det, (eg. frånluftsflöden) (Jaakkola et al 1991; Wyon 1992) och koldioxid (Menzies et al 1991; Hodgson et al 1991; Hodgson et al 1992; Mendell 1992; Norbäck et al 1990; Skov et al 1990; Skov 1990A; Zweers et al 1992). Enligt Mendell (1993) är detta en indikation på att epidemiologiska studier som inte finner några samband ska tolkas med försiktighet eftersom verkliga samband kan vara svåra att identifiera av många olika orsaker, exempelvis inadekvata mätmetoder.

I ELIB-undersökningen (Boman et al 1993) konstaterades att ventilationen (l/s, m^2) var högre i flerfamiljshus jämfört med småhus. Detta oavsett när husen var byggda. Om man jämför ventilationen per person (l/s, boende) fanns ingen skillnad mellan de två bostadstyperna fram till och med 1960. Under tiden därefter var dock ventilationen (l/s, boende) något högre i flerfamiljshus. I ELIB-studien framgick vidare att prevalensen av klagomål på miljöfaktorer och symptom var signifikant högre i flerfamiljshus jämfört med småhus (Andersson et al 1991 B). Skillnaden mellan de båda hustyperna var störst när det gällde klagomål på miljöfaktorer. Vidare var besvär och symptom vanligare i nyare hus, byggda efter 1975, jämfört med äldre hus. En slutsats av denna studie är således att prevalensen av problem inte verkar vara direkt kopplad till ventilationen eftersom luftomsättningen (l/s, m^2 och l/s, boende) var lägre i småhusen där problemen var mindre. Problemen var också större i nyare hus där det var vanligare med mekaniska ventilationssystem. Naturligtvis finns många skillnader mellan de båda byggnadstyperna och

mellan olika byggnadsperioder vilket kan ha betydelse. Flera studier har slutligen visat att en högre ventilation minskar mängden föroreningar i inomhusluften (Bornehag 1991; Ekstrand-Tobin 1993; Norbäck 1990; Farant et al 1990; Nelson et al 1991).

Sammanfattning av ventilation

Av denna översiktliga genomgång framgår att det finns ett antal studier som tyder på att luftkonditioneringssystem (mekanisk till- och frånluft, ibland med värmeväxling, värmning, kylning, befuktning och återluft) är en riskfaktor för SBS. Å andra sidan finns ett antal studier som inte har kunnat visa denna skillnad. När det gäller ventilationsgraden finns studier som har visat att en minskad ventilation leder till symptom men även här finns studier som inte kunnat visa denna skillnad, eventuellt beroende på olika mätmetoder. Flera studier har emellertid visat att en ökad ventilation reducerar mängden föroreningar i inomhusluften. Många forskare framhåller dock att inadekvat ventilation är en riskfaktor för SBS. Med inadekvat ventilation menas emellertid att det inte enbart behöver handla om luftflöden utan också om ventilationens effektivitet när det gäller att späda ut och föra bort luftföroreningar samt att den tillförda luften har god kvalitet. Ett problem är att kunskaperna angående olika föroreningars eller blandningars effekter på människans sensoriska system är dåligt kända. Sammanfattningsvis kan man konstatera att ventilationen har betydelse för luftkvaliteten inomhus men förmodligen inte enbart i termer av luftflöden utan också med avseende på systemets effektivitet när det gäller att föra bort föroreningar och den tillförda luftens kvalitet. Dessutom torde inte en ökning av luftflöden vara en patentlösning för att lösa alla problem med luftkvaliteten i icke industriella byggnader. I många fall kan en eliminering av föroreningskällan eller en förändring av ventilationssystemet till att ta hand om föroreningen vid källan vara en mer effektiv åtgärd än att enbart öka luftflöden. Slutligen bör den tillförda luften naturligtvis vara av acceptabel kvalitet och inte förorenas i ventilationssystemet eller vara försämrad på grund av föroreningar i uteluften.

2.2.1.2 Temperatur och relativ luftfuktighet

Temperaturen (°C) och relativ luftfuktighet (% RH) inomhus i icke industriella miljöer kan betraktas ur två synvinklar. För det första kan de båda faktorerna påverka människan direkt genom att det termiska klimatet påverkas. Men temperatur och relativ luftfuktighet kan även påverka människan indirekt genom att materialemissioner och mikrobiologiska eller mykologiska angrepp underlättas vilket kan försämra luftkvaliteten. De båda faktorerna är oftast internt korrelerade vilket innebär att den relativa luftfuktigheten sjunker när temperaturen ökar.

När det gäller termisk komfort i icke industriella miljöer finns ett antal standarder som anger ett komfortområde mellan 20-26 °C (ASHRAE 1981; ISO 7730 1984). Det finns indikationer på att temperaturen bör hållas inom det lägre delen avområdet (Lundin 1991).

Temperaturen i det svenska bostadsbeståndet (vintertid) är cirka 21 °C i småhus och något högre i flerbostadshus, cirka 22 °C, (Boman 1993). I England rapporteras väsentligt lägre temperaturer med en genomsnittlig temperatur i bostaden på cirka 16 °C (Moore 1993).

När det gäller relativ luftfuktighet låg det acceptabla området mellan 20-60 % RH fram till 1981 (Lundin 1991; ASHRAE 1966). Men 1981 höjdes den övre gränsen till 90 % RH med hänsyn till att de energibesparingsåtgärder som genomfördes vid denna medförde högre relativ luftfuktighet inomhus (ASHRAE 1981). Beroende på vilken faktor som avses kan olika områden för den optimala relativa luftfuktigheten föreslås för att minimera risken för ohälsa; bakterier 30-60 % RH, virus 50-70 % RH, mögel <70 % RH, kvalster < 50 % RH, luftvägsinfektioner > 50 % RH, hösnuva respektive astma 40-60 % RH, kemisk interaktion < 30 % RH, ozon > 80 % RH (Environmental Health Perspectives 1986). Av denna genomgång framgår att det finns olika optimala områden beroende på vilken faktor som beaktas. Men möjligheterna att påverka den relativa luftfuktigheten inomhus är begränsade om inte aktiv befuktning används. De styrande faktorerna är främst fuktproduktionen inomhus, ventilationen och temperaturskillnaden mellan inne- och uteluften. En ökad ventilation under den kalla årstiden medför oftast att den relativa luftfuktigheten inomhus sjunker (20-30 % RH).

Hälsoeffekter kopplade till temperatur och relativ luftfuktighet

Ett antal studier har visat på ett positivt samband mellan temperatur inomhus och SBS när det gäller kontorsmiljöer (Jaakkola et al 1991; Wyon et al 1992; Skov et al 1990 A; Skov et al 1990 B; Reinkainen et al 1993; Tamblyn et al 1993; Valbjørn et al 1986; Valbjørn et al 1987; Jaakkola et al 1987; Jaakkola et al 1988). Valbjørn med kollegor (et al 1986; 1987) fann en signifikant korrelation mellan ökade SBS-symptom och en ökning av inomhustemperaturen över 22 °C. Liknande resultat rapporteras av Valbjørn (et al 1986; 1987) såväl från kontorsmiljöer som i bostäder. Tamblyn (et al 1993) studerade 10 kontorsbyggnader med mekanisk ventilation. I denna studie fanns inget samband mellan medeltemperaturen inomhus och SBS men byggnader med klagomål hade en signifikant högre variation av inomhustemperaturen. Reinikainen (et al 1993) undersökte temperaturens inverkan på SBS i en longitudinell studie av 109 kontorsarbetare. Relationen mellan individernas dagliga symptom och medeltemperaturen i rummet undersöktes. Det fanns en signifikant ökning av torrhetssymptom, allergiska symptom, SBS symptom och upplevelse av värme respektive torrhet där temperaturen i rummet låg inom området 21.0-25.°C. Ett antal studier som har undersökt sambandet mellan temperatur och SBS-problem har emellertid inte kunnat finna några samband (Hodgson et al 1991; Hodgson et al 1992; Mendell et al 1992; Norbäck et al 1990; Sundell et al 1992; Zweers et al 1992). Generellt gäller dock att luft upplevs som friskare vid sänkt temperatur (Berglund et al 1989).

Inom SBS rapporteras ofta upplevelser av torr luft och torrhetskänslor i slemhinnor. En frågeställning är då om denna upplevelse har med luftens relativa luftfuktighet att göra. Det finns åtminstone två teorier som har ansett att låg relativ fuktighet skulle kunna medföra ökad risk för luftvägsinfektioner. Den ena är att torr luft skulle kunna medföra en uttorkning av slemhinnor och eventuellt hud. En sådan hypotes angående slemhinnor har emellertid inte bekräftats i klimatkammarstudier (Andersen et al 1974). När det gäller hudsymptom finns engelska studier (Rycroft et al 1980) som bekräftar hypotesen men det bör noteras att den relativa luftfuktigheten var cirka 35 % RH vilket är vad de flesta svenskar har i sina bostäder och arbetsplatser under den kalla årstiden. Den andra teorin bygger på att vissa bakterier och virus kan överleva bättre i torr luft. I fältundersökningar har emellertid inga sådana samband konstaterats (Sundell et al 1994).

Sundell (et al 1993B) undersökte inomhusmiljön i 540 kontorsrum (160 byggnader) där 4943 personer arbetade. Studien visade att upplevelsen av torr luft var starkt associerad till SBS-symptom. Men det fanns ingen koppling mellan den uppmätta relativa luftfuktigheten inomhus och prevalensen av SBS eller upplevelsen av torrhet. Ett antal associationer fanns mellan upplevelsen av torrhet och tekniska, luftkvalitativa, psykosociala och individuella variabler. Författarna menar att upplevelsen av torr luft är en viktig indikator med avseende på sjuka hus men relativ luftfuktighet är det inte. Liknande slutsatser har även uttryckts av Andersen (et al 1982). Liknande resultat har också erhållits i Rådhusundersökningen i Danmark (Skov et al 1990 A, B) samt i ett antal andra studier (Hodgson et al 1991; Hodgson et al 1992; Mendell et al 1992; Norbäck et al 1990; Zweers et al 1992). Det finns dock ett antal studier som har visat på en koppling mellan låg relativ luftfuktighet och SBS (Reinikainen et al 1992; Wyon et al 1992). Reinikainen (et al 1988) uppvisade positiva effekter vid befuktning av inomhusluften i kontorsmiljöer. Det finns dock risker med befuktning av tilluften, eg. möjligheterna för mikrobiologisk och mykologisk tillväxt i befuktaranläggningar och ventilationskanaler.

Vissa specifika sjukdomar såsom exempelvis luftfuktarfeber har visat sig beror på aktiv befuktning med tillväxt av mikroorganismer som följd. Förekomsten av luftfuktare har i flera undersökningar visat sig vara en riskfaktor (Hedge et al 1989; Sundell et al 1993 B).

Sammanfattning av temperatur och relativ luftfuktighet

Sammanfattningsvis finns det ett antal studier som tyder på en koppling mellan hög temperatur inomhus och negativa upplevelser av inomhusmiljön. Denna koppling kan emellertid vara direkt, termiskt klimat, eller indirekt genom ökad avgivning av kemiska ämnen från byggnadsmaterial eller interaktion mellan olika kemiska ämnen i inomhusluften. När det gäller inomhusluftens relativa luftfuktighet är det dock mera oklart om det finns ett direkt samband. Även här kan man misstänka indirekta samband där en ökad relativ luftfuktighet medför ökade avgivningar av kemiska ämnen från byggnadsmaterial. Låg relativ luftfuktighet har i flera studier inte visat sig vara kopplad till SBS eller klago-

mål på torr luft. Hög relativ luftfuktighet inomhus är en riskfaktor för mögel, tillväxt av kvalster och mikrorganismer. Slutligen har luftfuktare visat sig vara en riskfaktor för SBS och andra specifika sjukdomar.

2.2.1.3 Fukt i byggnader

Fukt i byggnadskonstruktioner är ofta en misstänkt faktor i samband med klagomål på inomhusmiljön. Fukt är också en nödvändig komponent för att vissa nedbrytande processer av byggnadsmaterial ska uppstå men ofta inte den enda. Andra interagerande faktorer kan vara temperatur, pH, närvaro av syre, förekomst av nedbrytbart material m.m. Det kan vara mikrobiologiska angrepp (svamp eller bakterier) eller kemisk nedbrytning av olika material vilket kan ge upphov till luktande och irriterande luftföroreningar. Denna typ av luftföroreningar kan hänföras till kemiska och biologiska riskfaktorer. Fukt kan förekomma både som vatten och som vattenånga. Det kan vara ändamålsenligt att skilja på byggfukt och annan typ av fukt i byggnadskonstruktioner. Hälsoeffekter till följd av fuktpåverkade byggnadsmaterial redovisas huvudsakligen inom områdena för kemiska och biologiska faktorer, kapitel 2.2.2 och 2.2.3.

Byggfukt

Med byggfukt menas fukt som finns i byggnadskonstruktionen vid byggnadens uppförande (exempelvis i betong-, trä- eller isoleringsmaterial). Byggfukt kommer att avgå från materialet mer eller mindre hastigt beroende på klimat och förekomsten av täta skikt i konstruktionen. Ett i skandinavien vanligt byggfuktproblem uppstår när mer eller mindre täta golvmaterial (PVC, linoleum) läggs på nygjutna betongbjälklag som kan innehålla avsevärda mängder fukt som eventuellt inte har torkat ut i tillräcklig omfattning. Enligt Hus Ama (1983) ska den relativa fuktigheten i den underliggande betongen understiga 90 % RH innan känsliga golvmaterial läggs in. För att erhålla en relativ fuktighet lägre än 90 % RH i ett mellanbjälklag kan det behövas många månaders uttorkning. Denna uttorkningstid kan bli ännu längre, till exempelvis vid dåligt uttorkningsklimat (låg temperatur och hög relativ luftfuktighet i omgivande luft) eller användande av kvarsittande form. Med den erfarenhet vi har idag angående uttorkningstider (för byggfukt) (Nilsson 1983) torde många golvmaterial ha lagts på betongbjälklag med en högre genomsnittlig relativ fuktighet än 90 % RH. Byggfukt kan även finnas i exempelvis trämaterial och isoleringsmaterial som byggs in i täta väggar där möjligheterna till uttorkning är små. När det gäller problem med byggfukt torde den effektivaste lösningen på problemet helt enkelt vara att inte byggfuktiga material byggs in i olika konstruktioner. Detta erhålles genom att olika konstruktionsdelar tillåts torka ut i tillräcklig omfattning innan täta material anbringas eller att material med mindre mängd byggfukt används (exempelvis betong med hög kvalitet, > K35-40) samt att byggmaterial skyddas mot fukt under byggtiden. En fältstudie angående betongkvalitetens inverkan på mängden byggfukt i mellanbjälklag visade att den relativa fuktigheten i betongbjälklagen väl understeg 90 % RH efter cirka en månad när en högre

betongkvalitet användes (K35-K40) trots att utorkningsklimatet var ogynnsamt (0 °C, 70-100 % RH). Med normal betongkvalitet (K25) låg den relativa fuktigheten på omkring 90 % efter 8 månader då golvmaterialet lades in i byggnaden (Bornehag et al 1994).

Annan fukt i byggnader

Annan fukt kan exemplifieras med fukt från utsidan byggnaden som når känsliga material (eg. markfukt, nederbörd, fuktig uteluft) eller fukt som tillförs byggnaden genom läckage från exempelvis vattenledningar eller fukt i inomhusluften som kondenserar på kalla ytor, exempelvis fönsterrutor, vindsutrymmen eller dåligt isolerade ytterväggsytor.

Fuktpåverkan på byggnadsmaterial i samband med grundläggning är ett vanligt problem i byggnader (Samuelson 1988). Vid en betongplatta på mark med överliggande isolering torde ett jämviktsvärde på 70-100 % RH vara vad man förväntar sig under isoleringen. I detta fall sker en fukttillförsel från den underliggande marken genom diffusion och ibland genom kapillaritet. En bättre konstruktionstyp är att istället placera isoleringen under betongplattan. I detta fall kommer betongen att hamna i ett bättre klimat (högre temperatur) men byggfukten bör tillåtas torka ut innan täta golvskikt anbringas. När det gäller kryprumsgrundläggning så finns risker även här. Under en stor del av året (den varma årstiden) kommer den relativa luftfuktigheten att vara 80-95 % RH i utrymmet. En skillnad mot äldre kryprum är att idag är bjälklagen betydligt bättre isolerade och att det ofta inte finns någon murstock som värmer upp utrymmet. Detta medför att temperaturen blir låg i kryputrymmet med ökad risk för fuktproblem och påverkan av fuktkänsliga material. Fukt kan även tillföras byggnaden vid nederbörd (slagregn) där en avsevärd uppfuktning av ytterväggen kan ske.

I normala inomhusmiljöer sker en kontinuerlig fuktproduktion (människans fuktproduktion, matlagning, hygien) som oftast understiger 3 g/m^3. Om ventilationen är låg i byggnaden kommer den relativa fuktigheten att stiga vilket kan ge problem med kondensering på kalla ytor. Kondensfenomen kan ske på fönsterrutor eller dåligt isolerade väggytor. Det finns även en risk att fuktig inomhusluft genom diffusion och konvektion kan strömma genom konstruktionsdelar och kondensera i eller på utsidan av konstruktionen. Exempel på konvektionsproblem är luft som når yttre delarna av ytterväggarna genom otätheter eller fuktig luft som tränger genom vindsbjälklaget och kondenserar på insidan av yttertaket där temperaturen är lägre. I fallet med konvektion krävs att det finns en lufttrycksskillnad för att luften ska strömma i en vissa riktning. När det gäller diffusion sker en ångtransport från en högre absolut ånghalt till lägre.

Slutligen kan naturligtvis läckage från olika vatteninstallationer ge lokalt förhöjd fuktighet vilket kan leda till problem. Sådana läckage kan pågå under mycket lång tid innan effekterna märks men då kan skadorna vara avsevärda.

Effekter av fuktpåverkan på byggnadsmaterial

Fuktpåverkan på byggnadsmaterial kan ge upphov till flera nedbrytande effekter, nämnas kan mikrobiologiska angrepp, svamp och bakterier, på organiskt material eller kemisk nedbrytning av polymera produkter såsom PVC och lim.

När det gäller trämaterial som finns i kontakt med andra fuktiga material (exempelvis betong) eller utsätts för hög relativ luftfuktighet (trämaterial i krypgrunder, betongplatta på mark, väggkonstruktioner m.m) bör den relativa fuktigheten understiga 70-75 % RH för att inte mikrobiella angrepp ska kunna ske. Detta i synnerhet om det inbyggda materialet var angripet vid inbyggandet vilket inte är helt ovanligt. Den mikrobiella tillväxten avstannar om fukten försvinner (uttorkning) men det bör noteras att svamp- och bakteriella sporer kan överleva under flera år utan tillgång till vatten.

Kemisk påverkan kan ske till exempel när polymera material utsätts för alkalisk fukt. PVC-matta på betong har i många fall visat sig medföra en kemisk nedbrytning av mjukgöraren i materialet. Om golvmaterialet är känsligt för fukt och om den relativa fuktigheten är tillräckligt hög (eventuellt även hög alkalitet) torde en kemisk eller mikrobiologisk påverkan kunna ske. Det är i detta fall viktigt att skilja på två olika typer av emissioner från ytskiktsmaterial. För det första finns en naturlig avgivning av olika flyktiga ämnen vilken sker när materialet är nytt, s k avgasning. Denna emissionstyp sker huvudsakligen under de första månaderna efter att materialet har applicerats i byggnaden och beror egentligen inte på den relativa fuktigheten i underlaget eller omgivande material. Den andra emissionstypen är avgivning från byggnadsmaterial som har utsatts för exempelvis kemisk påverkan. I detta fall sker inte alltid den avklingningseffekt som karakteriserar avgasning. Vid kemisk påverkan kan avgivningen ske under lång tid efter det att den relativa fuktigheten har sjunkit till nivåer som kan betraktas som riskfria ur påverkanssynpunkt. Fenomenet kan bero på att det i materialet, eller i intillliggande material, har bildats och lagrats en mängd av nedbrytningsprodukter som kan emitteras under lång tid till inomhusluften. Även i fallet med kaseinhaltigt flytspackel som användes i Sverige mellan åren 1977-1983 har det konstaterats att en relativ fuktighet högre än 75 % RH kan bryta ner proteinet i spacklet med bl a ammoniakproduktion som följd, se kapitel 6.

Fuktiga byggnader

Olika indikationer inomhus såsom fukt- och mögelfläckar, mattor som har släppt från underlaget, kondens på fönsterrutor, synliga läckageproblem, silverfisk, instängd lukt, mögellukt, m.m brukar användas för att karakterisera fuktiga byggnader. Denna typ av problem verkar vara mera utbredda internationellt (USA, England, m fl) än i Sverige (Sundell et al 1994). Många studier har visat på ett samband mellan "fuktiga" byggnader och ohälsa (ofta luftvägssymptom) i byggnader (Ekstrand-Tobin 1993; Dales et al 1991; flera studier refererade i Sundell et al 1994). Det är emellertid sällan man kan identifiera

någon enskild faktor i inomhusluften (eg. odlingsbara mikroorganismer i luft eller damm) som kan kopplas till symptomen. Norbäck (et al 1993 A) kunde emellertid finna ett samband mellan fuktiga byggnader och totalhalten odlingsbara mögelsporer i inomhusluften. Flannigan (et al 1993) visade på ett samband mellan kvalsterförekomst och vissa mögelarter (synlig invändig mögelväxt). Andra studier har visat på emissioner av vissa alkoholer (2-etylhexanol) från PVC-mattor som låg på fuktiga betongbjälklag (Gustafsson 1990). Gustafsson (1990) har i denna sammanställning av 24 undersökningar visat att olika byggnadsmaterial kan utgöra väsentliga källor för VOC i inomhusluften. Bland de material som har identifierats som emissionskällor i byggnader märks bl a olika slag av golvmaterial, mineralull, färg, lim, fogmassor och impregnerat trä. I många av fallen har det handlat om fuktpåverkan med nedbrytning och kemisk emission som följd. Rosell (1990) kunde identifiera TXIB i inomhusluften i byggnader med klagomål. Författaren anger att TXIB ingår som mjukgörare i vinylprodukter (PVC). En möjlig orsak till denna emission kan ha varit fuktpåverkan (alkalisk fukt i betongbjälklag) på PVC-material.

Sammanfattning av fukt i byggnadskonstruktioner

Sammanfattningsvis kan man betrakta fukt i byggnader som en viktig riskfaktor när det gäller luftkvalitetsproblem. Fukt kan bryta ner byggnadsmaterial med avgivningar av luftföroreningar som följd. Det är dock oklart vilka enskilda luftföroreningar som orsakar SBS. Hög relativ luftfuktighet är också en riskfaktor för kvalsterförekomst som är en allergirisk. Aktiv befuktning kan ge problem där den specifika luftfuktarfebern är ett exempel. Det finns därmed all anledning att beakta fuktproblematiken vid uppförande och renovering av byggnader. Byggfukt måste tillåtas avgå i tillräcklig omfattning om inte fuktbeständiga material används. Vidare bör tillskott av fukt från mark, nederbörd och invändiga fuktkällor beaktas. I likhet med byggnaders hållfasthet där olika dimensioneringsberäkningar alltid görs borde även dimensionering för fuktbelastningar göras i byggnader i syfte att undvika framtida problem.

2.2.2 Kemiska faktorer

Med kemiska faktorer avses i denna framställning;

- Oorganiska gaser (kvävedioxid, ozon, koloxid, koldioxid, ammoniak)
- Flyktiga organiska ämnen (VOC)
- Formaldehyd

2.2.2.1 Oorganiska gasformiga ämnen i inomhusluften

När det gäller exponeringen av oorganiska ämnen i inomhusluften i icke industriella miljöer avses i denna framställning kvävedioxid (NO_2), ozon (O_3), koloxid (CO) och koldioxid (CO_2) samt ammoniak (NH_3) och aminer.

Halterna av NO_2 och ozon är normalt lägre inomhus än utomhus om inte interna källor finns. Sådana källor kan för NO_2 vara förbränningsprocessen i gasspisar och för ozon olika typer av kontorsutrustningar (eg. kopieringsmaskiner, laserskrivare, elektrostatfilter eller joniseringsapparater). Det finns mycket få studier som har undersökt kopplingen mellan NO_2 respektive ozon och ohälsa i byggnader. Becker (et al 1993) visade emellertid att försökspersoner som exponerades för 0.5-2.0 ppm (940-3760 $\mu g/m^3$) NO_2 uppvisade svaga inflammatoriska reaktioner i luftvägarna. I en sammanfattning av 20 studier konkluderas att vissa patienter reagerade på NO_2-nivåer på 0.05-0.2 ppm (94-376 $\mu g/m^3$) medan friska personer erfordrade en högre exponering (>1 ppm) (Follinsbee 1992). Ozon betraktas som en irritant och torde kunna medföra hälsoeffekter i de halter som kan förekomma i inomhusmiljöer, i synnerhet i närheten av kontorsutrustningar som kan avge ämnet. Abrahamson (1991) har visat att halter på 120-160 $\mu g/m^3$ kan medföra försämrad lungfunktion hos barn. Ett försöksgränsvärde för ozon i Sverige är 120 $\mu g/m^3$. Kemisk omvandling av kolväten under inverkan av NO_2 och ozon och bl a solljus är av väsentlig betydelse för exponeringssituationen utomhus. Men sådana processer (kemisk omvandling) har i laboratorieförsök visat sig kunna ske även i inomhusluft (Weschler et al 1992; Zhang et al 1993 A). Detta skulle kunna medföra att olika (eventuellt irritativa) ämnen ombildas till mer reaktiva ämnen som eventuellt kan betraktas om potentiella irritanter.

Koloxid (CO) nämns ibland när det gäller luftkvalitet i icke industriella miljöer men oftast då som en indikator på passiv rökning eller inläckage av bilavgaser. Likaså koldioxid (CO_2) bör betraktas som en indikator på hög personbelastning i en lokal och eventuellt lågt uteluftsflöde (Kukkonen et al 1993).

Ammoniak (NH_3), i golvkonstruktioner av betong, bör betraktas som en indikator på att nedbrytning av proteinprodukter har skett vid användandet av exempelvis proteinhaltigt flytspackel, se kapitel 6. Ammoniak i låga koncentrationer har även identifierats i golvkonstruktioner av betong utan kaseinhaltigt flytspackel. I flytspackelobjekt (eg. kaseinhaltigt flytspackel) har det även visat sig finnas något högre halter i inomhusluften av både ammoniak och aminer (trimetylamin, trietylamin) än i byggnader utan påverkat flytspackel (Lundholm et al 1990; Samuelson et al 1993). I de aktuella projekten konstaterades emellertid att halten av ammoniak i inomhusluften var lägre än 2 ppm och aminer lägre än 0.02 mg/m^3. Det hygieniska gränsvärdet för ammoniak i industrimiljöer (nivågränsvärde) är 25 ppm och trietylamin 8 mg/m^3 (AFS 1990). Något gränsvärde för trimetylamin finns inte.

2.2.2.2 Flyktiga organiska ämnen (VOC) i inomhusluften

Flyktiga organiska ämnen (Volatile Organic Compounds, VOC) är en typ av föroreningar som misstänks vara en orsak till sjuka-hus syndromet. Bland olika luftföroreningar spelar de flyktiga organiska ämnena (VOC) en större roll inomhus än utomhus (Siefert

1992). Koncentrationen av många VOC-ämnen är högre inomhus än utomhus (Siefert 1992; Pellizzari et al 1986; Shah et al 1988) även i tunga industrimiljöer (Cohen et al 1989). Mer än 900 olika VOC-substanser har identifierats i inomhusluft (Berry 1989). Av dessa finns mer än 300 olika ämnen som karakteriserar inomhusluften i icke industriella miljöer (Berglund et al. 1986; Johansson 1978; WHO 1989B).

VOC misstänks vara en orsak till sjuka-hus syndromet. Det finns flera skäl för en sådan hypotes. För det första har mängden VOC-emitterande material ökat i nyare byggnader där problemen verkar vara mer frekventa. För det andra har flera undersökningar visat att enskilda VOC-ämnen kan uppfattas av människans luktsinne på ppb-nivå (Berglund 1990). Vidare är många VOC-ämnen kända som irritanter från det yrkesmedicinska området om än i högre koncentrationer (Edling 1991; WHO 1985; Zens 1988). Slutligen har hälsoeffekter kunnat kopplas till VOC i klimatkammarstudier men i högre koncentrationer än vad som normalt mäts i inomhusmiljöer (Mølhave 1992). VOC indelas efter kokpunkt (WHO 1989):

• <0 - 50-100 °C	VVOC	(Very Volatile Organic Compounds)
• 50-100 - 240-260 °C	VOC	(Volatile Organic Compounds)
• 240-260 - 380-400 °C	SVOC	(Semi-Volatile Organic Compounds)
• >380 °C	POM	(Particle Organic Matter)

Källor för VOC i inomhusmiljöer är (a) uteluften, (b) människan och aktiviteter i byggnaden (människan avger ett stort antal VOC-ämnen, energiproduktion, rökning, hushålls- och hobbyprodukter, kontorsmaskiner etc) och (c) byggnaden och dess utrustning (byggnadsmaterial, målarfärger, ventilationssystem etc). När det gäller byggnadsmaterial och utrustningar anger Siefert (1992) de viktigaste källorna för VOC: klister och lim, tätningsmaterial, golvbeläggningar, möbler, ventilationssystem, isoleringsmaterial, lacker, kontorsmaskiner, målarfärger, väggskivor, väggbeläggningar. Koncentrationen av enskilda ämnen överstiger sällan 50 $\mu g/m^3$ och den totala koncentrationen av VOC (TVOC) varierar normalt mellan 100-500 $\mu g/m^3$ inomhus och ofta lägre än 100 $\mu g/m^3$ utomhus.

Inom icke industriella miljöer har hittills det största intresset varit riktat mot VOC med en kokpunkt på cirka 50-250 °C. Mølhave (1990) och Siefert (1990) föreslog en masssummering av VOC ($\mu g/m^3$) för att erhålla ett totalmått (TVOC) på VOC-ämnen i inomhusluften. Ett stort problem med att använda denna typ av mått är att det inte finns någon överenskommen definition av TVOC eller standard för mätning och analys. Siefert (1990) föreslog att TVOC är summan av enskilda VOC, separerade och kvantifierade med gaskromatografisk teknik, där de tio första ämnena (rangordnade efter koncentration) inom varje kemisk grupp summeras (alkaner, aromatiska kolväten, terpener, halogener, estrar, aldehyder exkl formaldehyd och ketoner samt övriga). Med denna definition som utgångspunkt föreslog Siefert ett försöksgränsvärde för TVOC på 300

$\mu g/m^3$ där ingen enskild substans skulle överstiga 50 % av koncentrationen för den kemiska gruppen och inte överstiga 10 % av TVOC. Mølhave (1990) föreslog en alternativ definition av TVOC där ingen identifiering av enskilda komponenter behövdes. Enligt denna definition föreslog Mølhave ett försöksgränsvärde på 200 $\mu g/m^3$. Det bör påpekas att dessa förslag till gränsvärden inte bygger på dos/respons-studier av den typ som normalt används inom det yrkesmedicinska området. Skälet till detta är främst att koncentrationerna är så låga samt att det inte enbart handlar om enskilda ämnen utan blandningar av många (kanske flera hundra) enskilda substanser och några entydiga dos/respons-samband har hittills inte kunnat visas.

Mätningar av flyktiga organiska ämnen inomhus har huvudsakligen varit inriktade på VOC. När det gäller flyktiga organiska ämnen med högre kokpunkt (SVOC) och partikelbunden VOC (POM) är kunskapen inte lika stor. Med hänsyn till den stora variation i provtagning och analys är det mycket svårt att jämföra värden från olika institutioner. Redovisade värden från olika mätningar av VOC utomhus och inomhus i icke industriella miljöer anges av Nordic Committee on Building Regulations (1991);

• Utomhus	10-40	$\mu g/m^3$
• Bostäder	50-400	$\mu g/m^3$
• Kontor	50-1300	$\mu g/m^3$
• Skolor och daghem	50-300	$\mu g/m^3$

Flera studier har visat att föroreningar i inomhusluften av VOC-typ utgör ett dynamiskt system där förändringar sker hela tiden. TVOC i kontorsmiljöer kan under en arbetsdag variera avsevärt (Berglund et al 1993; Ekberg 1993; Skov et al 1987; Berglund et al 1990). En förklaring till sådan variation kan vara att det finns VOC-producerande verksamheter, exempelvis kontorsutrustningar, eller aktiviteter i lokaler som rör upp damm som kan vara bärare av VOC. Det är dock troligt att variationen är mindre i bostäder eftersom det i sådana miljöer inte finns lika många VOC-producerande verksamheter samt att aktiviteten inte är lika intensiv som i kontorsmiljöer. Crump et al 1993 visade emellertid på en daglig variation av TVOC i bostäder med en faktor 4,6. Vidare förs en diskussion som berör oxidationsfenomen där fria radikaler och aldehyder bildas i inomhusluften genom reaktioner mellan VOC och ozon (Weschler et al 1992 A, B; Zhang et al 1993 A, B; Berglund et al 1993; Sundell et al 1993; Wilkins et al 1993).

Hälsoeffekter av VOC

Det finns ett mycket stort antal undersökningar där kopplingen mellan VOC och ohälsa i byggnader (SBS) har studerats. Å ena sidan finns klimatkammarstudier (experimentella studier) där försökspersoner utsätts för en exponering av en blandning av VOC. Å andra sidan finns fältundersökningar där samband studeras mellan resultat från tekniska mätningar i inomhusmiljön och boende/brukares upplevda problem. De flesta under-

sökningar har emellertid gjorts med avseende på arbetsmiljöer (kontor). Fältundersökningar har gjorts både som mätningar vid ett tillfälle (case control studies) och longitudinella uppläggningar där förändringar över tiden av symptombild och faktorer i inomhusmiljön har studerats. När det gäller effektvariabeln (ohälsa) görs försök till kvantifiering genom enkätundersökningar eller kliniska mätmetoder. Problem med tolkningen av resultat från enkätundersökningar beskrivs i kapitel 4.3.7.1 och i kapitel 4.3.7.2 beskrivs ett antal SBS-index som har använts i olika studier. Objektiva metoder för att mäta irritationer i ögats och näsans slemhinna beskrivs i kapitel 4.4.

De flesta genomförda studier avser kopplingen mellan totala halten av VOC (TVOC) och SBS. Men det finns även undersökningar med avseende på enskilda ämnen eller grupper av kemiska ämnen. Med den kunskap vi har idag så finns emellertid inga vetenskapligt underbyggda bevis för att VOC är orsaken till SBS eller ens är en bidragande orsak. Det finns dock indikationer från olika studier och erfarenheter från det yrkesmedicinska området som gör att VOC kan betraktas om en potentiell riskfaktor för ohälsa i byggnader (SBS). Det finns också en av Mølhave (1992) föreslagen biologisk modell för VOC som en orsak till SBS vilken redovisas i kapitel 2.2.2.3 där också olika effektområden med avseende på TVOC redovisas. I kapitel 4 redovisas också olika teorier angående människan sensoriska system med vilket vi kan uppfatta luftföroreningar, exempelvis VOC, oavsett om detta leder till ohälsa eller ej.

Klimatkammarstudier

Huvudsyftet med klimatkammarstudier är att under kontrollerade former exponera försökspersoner för exempelvis olika kemiska luftföroreningar (VOC). Att exponeringen sker under kontrollerade former är både en styrka och en svaghet. Det är naturligtvis en styrka eftersom effekten av en specifik exponering kan studeras. Men tolkningen av resultaten kan vara svåra att överföra till den verkliga situationen eftersom människan där inte utsätts för enbart en faktor i taget utan för multifaktoriella exponeringar där ett otal faktorer kan påverka oss direkt eller indirekt genom interaktion mellan enskilda belastningsfaktorer. Dessutom är exponeringstiden mycket kort i klimatkammarstudier (timmar). Naturligtvis kan man i klimatkammarstudier även studera interaktionsfenomen genom att variera olika faktorer vilket kanske är en framkomlig väg.

Mycket forskning inom detta område har bedrivits av Mølhave med kollegor vid Århus universitet i Danmark. Vid dessa studier kontrolleras ett antal faktorer i klimatkammaren (temperatur, relativ luftfuktighet, ventilation, lufthastighet, ljud, ljus, klädsel, aktivitet för försökspersoner, koldioxid, damm). Effekten har utvärderats med enkäter och mer objektiva mätmetoder för mätning av irritationsfenomen i ögon och näsa (Kjærgaard et al 1992, Juto et al 1992). Flera klimatkammarstudier har genomförts med en blandning av

22 enskilda VOC-ämnen (M22)[1] som enligt författarna är vad som normalt förekommer i olika inomhusmiljöer i låga koncentrationer. Denna VOC-blandning togs fram av Mølhave med kollegor (et al 1986). De koncentrationer som har använts i klimatkammarstudier ligger vanligtvis inom området 0-25 mg/m^3 med olika intervallindelningar. Fyra kontrollerade exponeringsexperiment har gjorts där försökspersoner har exponerats för låga koncentrationer av VOC i klimatkammare (Mølhave et al. 1986; Mølhave et al. 1991; Kjœrgaard et al. 1989; Kjœrgaard et al. 1990). Syftet var att studera om VOC orsakade minskat välbefinnande eller diskomfort.

Experimenten indikerade att effekten följde VOC-exponeringen (Henle-Kock-kriteriet). Kravet var att VOC-exponering skulle vara vanligare för de försökspersoner som uppvisade hälsoeffekter än för referenspersonerna utan hälsoeffekter förutsatt att andra riskfaktorer hölls konstanta. Upplevelsemässiga effekter kunde observeras vid TVOC-koncentrationer över 3 mg/m^3.

Få inflammatoriska reaktioner rapporterades även om vissa irritationseffekter kan ha inflammatoriskt ursprung eller vara orsakade av kemiska mediatorer. Förändrad tårfilmsstabilitet uppstod vid 25 mg/m^3. Försökspersonerna rapporterade också förändrad temperaturkänslighet i exponerad hud vid 25 mg/m^3. Dessa observationer kan indikera svaga inflammatoriska reaktioner. En koncentration av 25 mg/m^3 verkade orsaka svaga miljöstress-symptom såsom huvudvärk. Psykologiska effekter såsom förvirring och trötthet observerades även vid 25 mg/m^3.

De nämnda experimentella studierna visade att responsen följer en gradient från sensoriska effekter (lukt) vid 3 mg/m^3 och indikationer av subakuta inflammatoriska reaktioner och subakuta stressreaktioner vid 25 mg/m^3 TVOC. Mølhave (1992) framhåller att den totala miljömässiga exponeringen i de flesta fältundersökningar är multifaktoriell vilket innebär att de flesta effekterna kan ha mer än en orsak. Detta kan vara en förklaring till att effekter i denna typ av studier verkar uppstå vid lägre koncentrationer av TVOC än i experimentella studier. Vidare är exponeringstiden i experimentella studier oftast kortare än tre timmar vilket för fältmässiga förhållanden kan vara alldeles för kort tid för att orsaka subakuta effekter vid låga koncentrationer. Den blandning (M22) som används av Mølhave m fl har emellertid ifrågasatts (Brown 1993) där författaren påpekar att flera enskilda ämnen (ingående i M22) inte har kunnat identifierats i en stor undersökning i Australien (Brown et al 1992).

Otto (et al 1993) använde Mølhaves VOC-blandning (M22) i en klimatkammarstudie med 41 individer där exponeringen skedde under 4 timmar i 2 koncentrationer; 0 och 25 mg/m^3. Försökspersonerna rapporterade högre luktintensitet, ökade ögon-, näs- och munirritationer och sämre luftkvalitet vid en exponering av 25 mg/m^3. Neurologiska

[1] M22 = n-hexan, n-nonan, n-dekan, n-undekan, 1-oktan, 1-deken, cyklohexan, 3-xylen, etylbensen, 1,2,4-trimetylbensen, n-propylbensen, alfa-pinen, n-pentanal, n-hexanal, iso-propanol, n-butanol, 2-butanon, 3-metyl-3-butanon, 4-metyl-2-pentanon, n-butylacetat, etoxyetylacetat, 1,2-dikloretan.

effekter (eg. reaktionstid, korttidsminne, uppmärksamhet) verkade inte uppstå på grund av exponeringen. Hudnell (et al 1993) exponerade 46 friska personer för M22 med den förändringen att det enskilda ämnet 1,2-dichloroethane ersattes av 1,1 dichloroethane, ett potentiellt cancerogent ämne enligt författarna. I försöket användes tre koncentrationer av blandningen (6, 12, 24 mg/m^3) och ren luft. Resultaten visade att upplevd luktintensitet minskade och irritationsintensiteten ökade när VOC-koncentrationen ökade. Författarna angav att lukt och irritation kan vara de viktigaste delarna när det gäller upplevd luftkvalitet. Hudnell (et al 1992) studerade 66 friska försökspersoner (män) i en klimatkammarstudie där exponeringen utgjordes av ovan beskrivna modifierade M22-blandning i en koncentration av 25 mg/m^3 och ren luft under 2.75 timmar. Försökspersonerna bedömde intensiteten av upplevd irritation, lukt och andra variabler före och två gånger under exponeringstiden. Undersökningen visade att ögon- och munirritationer samt huvudvärk ökade, och uppvisade därmed ingen adaption under exponeringstiden, medan lukt minskade med 30 %. Resultaten indikerade enligt författarna att irritationsintensitet och andra symptom inte var relaterade till luktintensitet vilket i sin tur indikerar att symptom troligen inte är psykosomatiska responser på upplevelsen av en obehaglig lukt. Istället kanske subtröskelnivåer av VOC interagerar (additivt eller hyperadditivt) och stimulerar nervreceptorer. Koren (et al 1991) exponerade 14 friska försökspersoner för samma modifierade M22 under 4 timmar, (ren luft och 25 mg/m^3) och den normala M22 (Koren et al 1990). Omedelbart före exponeringen samt direkt efter och 18 timmar efter exponeringen genomgick försökspersonerna en undersökning av inflammatorisk respons i de övre luftvägarna (NAL) (Graham et al 1988). Studien visade enligt författarna att NAL var en användbar teknik för att utvärdera inflammatorisk respons. Vidare framgick det att VOC-exponeringen under fyra timmar inducerade en inflammatorisk reaktion som fanns kvar efter 18 timmar. Sammanfattningsvis menar författarna att VOC som finns i vanligt förekommande syntetiska material (i bostäder och kontor) medverkar till de symptom som finns inom SBS.

Prah (et al 1993) studerade förändringar i andningsfrekvens hos möss (ASTM E 981) och människor som exponerades för en VOC-blandning (M22) i två koncentrationer (12, 24 ppm) och ren luft. Tjugo försökspersoner exponerades för blandningen under fyra timmar. Resultaten indikerade att andningsfrekvensen inte påverkades hos vare sig möss eller människor på grund av exponeringen. Blinkfrekvensen ökade däremot vid exponering tillika med ögonirritationer, luktintensitet och klagomål på luftkvalitet.

Mølhave (et al 1993) genomförde en studie som var fokuserad på adaption av sensoriska irritationer hos människor vid exponering av en VOC-blandning. Utvärderingen av effekter gjordes med hjälp av (a) enkäter, (b) potentiometer-värdering och (c) andra typer av effektmätningar (eg. tear film stability (BUT), foam formation in the eyes, rhinometri, (se kapitel 4.4.1), skin humidity). I detta fall användes M22 men också tre andra bland-

ningar (Mx, My, Mz)[2] med ämnen från M22. Exponeringarna skedde i tre olika koncentrationer (1.7, 5, 15 mg/m^3) och ren luft. Försökspersonerna exponerades under 60 minuter. I de tre blandningarna (Mx, My, Mz) hade alla ingående ämnen samma koncentration (1:1) till skillnad från M22. Mx-blandningen innehöll ämnen med lägre ångtryck medan ämnen i My och Mz hade ett högre ångtryck. My innehöll ämnen med hög termodynamisk aktivitet medan Mz innehöll ämnen med låg dito.

När det gällde enkätundersökningar erhölls en akut effekt vid en exponering av 1.7 mg/m^3 för alla tre blandningarna (Mx, My, Mz). För subakuta effekter låg tröskeln på 1.7 mg/m^3 för Mx och My medan Mz uppvisade en effekttröskel mellan 1.7-5 mg/m^3. Potentiometerutvärderingarna visade att alla tre blandningarna hade ungefär samma potential för att orsaka sensoriska irritationer vid 1.7 mg/m^3. Mx-blandningen hade ungefär samma irritationspotential som M22 vid 15 mg/m^3. Övriga effektmätningar visade att FOAM (foam formation in the eyes) var starkast vid exponering av My. Men ingen signifikant skillnad kunde identifieras med avseende på ett tröskelvärde för de tre blandningarna och M22. Potentiometervärderingarna indikerade att diskomfort i luftvägar, ögon och näsa minskade under My- och Mz-exponeringen (1 h). Detta kunde enligt författarna vara en indikation på att en adaption skedde men resultaten var inte signifikanta. Mølhaves slutsatser var att den blandning som orsakade sensoriska effekter innehöll ämnen med högt ångtryck medan blandningar som innehöll ämnen med hög termodynamisk aktivitet hade en högre potential för objektiva effekter.

Cometto-Muniz (et al 1993) studerade nasal irritation och lukt hos individer som exponerades för alkoholer (12 st), acetater (12 st) och ketoner (4 st) med olika kolkedjelängder (C_1-C_{12}). Försökspersonerna utgjordes av patienter med störningar i luktorganet (s k anosmi) (4 st) och matchade friska referenser (4 st). Resultaten visade att både lukt-och irritationströskeln sjönk med ökad kolkedjelängd för båda kategorierna av försökspersoner där tröskeln var lägre för de friska referenserna. Det fanns även en positiv korrelation mellan nasal irritation och den mättade ångkoncentrationen för de olika ämnena.

Berglund (et al 1993 B) har i en klimatkammarstudie undersökt den bisensoriska effekten (lukt och irritation) hos 31 försökspersoner som exponerades för de luktande irritanterna formaldehyd och pyridin. Exponeringen utgjordes av 15 koncentrationer av pyridin (7.5-4732 ppb) och 18 koncentrationer av formaldehyd (6.4-1000 ppb). Syftet med studien var att (a) utveckla en bisensorisk metod för en samlad bestämning av lukt och irritationer från byggnadsmaterial, (b) bestämning av individuella variationer och (c) ta fram relevant information för WHO´s riktlinjer för luktande irritanter. Studien visade att försökspersonerna kunde skilja på lukt och irritation även när utvärderingen skedde sam-

[2] Mx=2-xylen, ethylbensen, n-pentanal, n-hexanal, n-butanol, 3 Metyl 2-butanon
My=n-nonan, n-dekan, n-undekan, 1.2.4.trimetylbensen, n-propylbensen, 1-okten, 1-deken, alfa-pinen, n-butylacetat
Mz=n-hexan, cyklohexan, 1.2 dikloroetan, 2 propanol, 2 butanon, 4 Metyl 2 pentanon

tidigt. Den bisensoriska detektionsmetoden visade också på högre tröskelvärde för irritationer jämfört med lukttröskeln för de båda ämnen (pyridin, formaldehyd) och båda substanserna kunde uppfattas med luktsinnet i mycket låga koncentrationer. För båda ämnena var tröskelvärdet för irritation cirka 6 gånger högre än för lukt. Lukttröskeln (ED_{50}) för pyridin var 86 ppb (median) och för formaldehyd 117 ppb. Irritationströskeln (ED_{50}) för pyridin var 879 ppb och för formaldehyd 573 ppb. Slutligen visade studien att variationen mellan olika individers uppfattning av lukt och irritation var stor för både pyridin och formaldehyd.

En typ av mönsteranalys redovisas av Berglund (1988) där man undersökte sambandet mellan ett kemiskt mönster av VOC (eg. kromatogram) och ett mönster av luktupplevelser (eg. luktintensitet). Försökspersoner fick avgöra lukten från luft från friska byggnader samtidigt som luftproverna analyserades med avseende på VOC. På detta sätt kunde två olika typer av mönster analyseras simultant: ett kemiskt mönster (eg. kromatogram) och ett sensoriskt mönster av luktintensiteter. Luftprover togs i flera rum i tre olika byggnader. Resultaten visade att korrelationen mellan det kemiska mönstret och luktmönstret (intensitet) var låg (r=0.03) men att korrelationen mellan olika kemiska mönster var högre (r=0.68) och mellan luktmönster (r=0.13). Att korrelationen mellan enskilda substansers koncentration och luktintesiteten var låg bekräftar tidigare erfarenheter som visar att lukttröskeln för olika ämnen varierar. Det intressanta var dock att det fanns ett samband mellan olika kemiska mönster.

Jensen (1993) studerade lukt från 13 linoleummattor genom att jämföra luktintesitet med VOC-mönstret för emissionen. Härvid användes Partial Least Square metoden (PLS) som är en utveckling av PCA. Tre submönster kunde identifieras vilka förklarade 68 % av variationen i luktintesiteten. Dessa kritiska submönster utgjordes av (1) TVOC, (2) karboxylsyra och troligen (3) 2-heptanal.

Sammanfattning av klimatkammarstudier

Sammanfattningsvis har denna översiktliga genomgång visat att effekter liknande dem som finns inom SBS har konstaterats i flera klimatkammarstudier där försökspersoner har exponerats för VOC. Koncentrationerna var emellertid överlag betydligt högre än vad som normalt mäts upp i icke industriella miljöer, oavsett om byggnaden betraktas som sjuk eller ej. Det finns dock omständigheter som kan ha betydelse. För det första sker exponeringarna under kontrollerade former vilket innebär att man normalt inte studerar andra faktorers inverkan eller interaktioner med andra faktorer, exempelvis temperatur, relativ luftfuktighet, andra luftföroreningar, kemisk omvandling av kemikalier m.m. I det verkliga fallet finns det många olika riskfaktorer som kan påverka människan direkt eller genom interaktioner mellan olika faktorer. Vidare görs exponeringsförsöken under mycket kort tid (timmar) vilket inte simulerar verkligheten på ett relevant sätt. Slutligen har den VOC-blandning (M22) som har använts i de flesta klimatkammarstudier ifråga-

satts angående huruvida den är en representativ blandning för normala inomhusmiljöer (Brown 1993).

Fältstudier

Resultat från fältstudier med avseende på samband mellan VOC och sjuka-hus symptom visar inte en lika entydig bild som de experimentella undersökningarna i klimatkammare. De flesta genomförda fältstudier avser kontorsmiljöer (Norbäck et al 1990; Hodgson et al 1991, 1992; Berglund et al 1990 B; Lundin 1991; Sverdrup et al 1990; Nelson et al 1991; Sundell et al 1993; Menzies et al 1991; Mendell 1992; Skov et al 1989; Wilkins et al 1993).

Norbäck (et al 1990) studerade 11 sjuka byggnader (arbetsplatser med fler än 10 anställda). Medelvärdet för TVOC (50-1380 $\mu g/m^3$) i de olika byggnaderna var signifikant korrelerat med medelvärdet för antal symptom (1-6) för de olika arbetsplatserna ($r=0.74$). Andra faktorer som temperatur, relativ luftfuktighet och formaldehyd eller koldioxid korrelerade inte med symptomen. Andra faktorer som korrelerade med symptomen var rökning, psykosociala faktorer och upplevelse av statisk elektricitet på arbetsplatsen. I samma studie (Norbäck et al 1990) studerades också 6 förskolor, där 129 personer arbetade, i en longitudinell undersökning. Studien visade att kronisk SBS (eg. symptom hos individerna som hade funnits under fyra år [1982-1986]) var relaterad till VOC (70-180 $\mu g/m^3$). Undersökningen visade också på en positiv korrelation mellan temperaturen inomhus och koncentrationen av VOC i inomhusluften.

Hodgson (et al 1991) studerade 147 kontorsarbetare i 5 byggnader med luftkonditioneringssystem (HVAC). Undersökningen innehöll enkätstudier och tekniska mätningar av inomhusmiljön (eg. VOC, temperatur, relativ luftfuktighet, lufthastighet, respirabelt damm, ljud, ljus, koldioxid, koloxid). Resultaten visade att upp till 25 % av variansen i en regressionsmodell kunde förklaras för slemhinnesymptom och symptom i centrala nervsystemet. Dessa två symptomgrupper var relaterade till koncentrationen av VOC och ljusintensitet. Undersökningen visade vidare att kvinnor hade fler symptom än män. Men denna skillnad fanns inte i regressionsmodellen när symptomfrekvensen justerades för VOC-exponeringen. Eftersom kvinnor därmed var utsatta för högre VOC-koncentrationer kanske orsaken till deras högre symptomfrekvens kunde förklaras med högre VOC-exponering enligt författarna. En möjlig orsak till kvinnornas högre VOC-exponering kan ha varit avgivning från kontorsmaskiner (eg. laserskrivare, korrekturvätskor, kopieringsmaskiner), eller individuella faktorer såsom användande av make up. Liknande resultat erhölls även av Hodgson (et al 1992).

Berglund (et al 1990) och Lundin (1991) studerade upplevd luftkvalitet, symptom hos personal och besökare under åtta månader i ett fem år gammalt bibliotek som hade klassats som en sjuk byggnad. Totalt 7000 enkäter besvarades två gånger per dag av per-

sonal (n≈60) och besökare (n≈100). Personal och besökare hade samma symptombild och momentana rapporter befanns vara ett mer pålitligt mått än retrospektiva enkätsvar (eg. symptom under de senaste tre veckorna). Åtta symptom (eg. trötthet, tung i huvudet, huvudvärk, koncentrationssvårigheter, irritation i ögon, torrhet i mun, hudproblem i ansikte, stickande och varm känsla i ansiktshud) uppvisade en ökning i frekvens under en arbetsdag (eg. från morgon till efterrmiddag). Enligt författarna kan dessa symptom vara kritiska för SBS eftersom de inkluderar fem symptom som har definierats av WHO. Ett resultat i undersökningen var att förändringen i symptomfrekvens för de åtta kritiska symptomen uppvisade ett linjärt samband med medelkoncentrationen av summan av 34 enskilda VOC-ämnen som uppmättes i frånluften. Både relativ luftfuktighet, temperatur och VOC ökade i frånluften över arbetsdagen. Korrelationen mellan symptomprevalens och VOC-koncentrationen var emellertid enligt författarna inget bevis för att VOC är en orsak till SBS.

Sverdrup (et al 1990) undersökte 30 % av alla daghem i Malmö genom enkäter bland personal och tekniska mätningar i inomhusmiljön. Den högsta symptomprevalensen fanns i byggnader med mekanisk ventilation (till- och frånluft) där också de högsta ljudnivåerna uppmättes. VOC (TVOC) verkade vara en dålig indikator på luftkvalitet men det fanns ett svagt positivt samband med allmänsymptom.

Baird (et al 1987) analyserade luftprover från två förskolor, en frisk och en sjuk samt en kontrollbyggnad. Totalt analyserades 170 olika luftprover från 16 olika lokaler i de båda byggnaderna. I den sjuka byggnaden kunde 105 enskilda ämnen identifieras och i den friska identifierades 152 ämnen. En frågeställning i undersökningen var om det fanns en mindre grupp ämnen som kunde skilja det friska huset från det sjuka. Med hjälp av Cluster-analys kunde en grupp av 10 kemikalier identifieras som skilde det sjuka från den friska, kontrollbyggnaden ej medtagen. Av dessa tio kemikalier kunde sex enskilda ämnen identifieras; tetrakloreten, beta-pinen, 1,1,1-trikloretan, butylacetat, n-dodekan, n-tridekan. Författarna hävdar dock att resultaten från studien inte ska tolkas som att de 10 identifierade ämnena bevisligen är orsak till sensoriska effekter. Samma analysresultat från de ovan beskrivna 170 luftproverna analyserades med hjälp av en annan multivariat teknik (Correspondence Analysis) (Noma et al 1988). Med denna teknik erhölls 35 olika VOC-ämnen som kunde skilja den sjuka byggnaden från den friska (se även Berglund 1988).

Skov (et al 1989) undersökte sambandet mellan symptom och TVOC i 14 rådhus i Danmark. Koncentrationen av TVOC varierade mellan 430-2630 $\mu g/m^3$. I denna studie kunde ingen koppling skönjas mellan TVOC och symptom. I Nelson (et al 1991) kunde heller ingen generell koppling mellan TVOC och SBS konstateras i en kontorsstudie. Det fanns till och med en negativ korrelation mellan TVOC och vissa slemhinnesymptom hos män. I andra kontorsstudier kunde inte heller något samband konstateras mellan TVOC och SBS-symptom, (Menzies et al 1991; Mendell 1992; De Bortoli et al 1990). Stridh (et

al 1993) gjorde mätningar av TVOC i bostäder (50 småhus och 50 flerfamiljshus). Resultaten visade på ett medelvärde av TVOC på 460 $\mu g/m^3$ i småhus och 310 $\mu g/m^3$ i flerfamiljshus. I samma studie konstaterade Andersson (et al 1991 B) att prevalensen av klagomål på miljöfaktorer och symptom var signifikant högre i flerfamiljshus jämfört med småhus vilket därmed antydde att det inte fanns någon koppling mellan TVOC och SBS.

Wilkins (et al 1993) studerade golvdamm från nio rådhus i Danmark (Skov et al 1990 B). Golvdammet analyserades med avseende på partikelbunden VOC, både enskilda VOC och TVOC. Med hjälp av principal component analysis (PCA) och Partial Least Square analysis (PLS) söktes dominerande VOC-mönster i provmaterialet. Den multivariata analysen (PLS) där samband söktes mellan symptom och VOC-mönster kunde urskilja vissa samband. Slemhinneirritationer styrdes (eg. "modelling power" > 0.300) av ett antal ursprungliga VOC-faktorer; 2-methylpropanal, hexanoic acid, 2-alkanone M^+, 3-methyl-butanal, oidentifierad, oktan, pentanoic acid, heptanoic acid, 2-undecanon, 5-methyl-3-methylene-5-hexene-2-on M^+. Koncentrationssvårigheter styrdes av pentanoic acid, hexanoic acid, hexanal, oidentifierad, heptanoic acid, 2-methylbutanal, butyric acid, bensaldehyd. TVOC kunde inte kopplas till SBS i denna undersökning.

I en studie undersöktes förändringar av koncentrationen av de 8 starkast luktande VOC-ämnena under 16 veckor i ett bibliotek med sjuka-hus problem. Det visade sig att koncentrationen av de enskilda ämnena inte korrelerade med luktintensiteten för respektive ämne. Detta visade att luktmönstret inte är detsamma som det kemiska mönstret (Berglund 1988).

Berglund (1988) använde Cluster-metoden för att särskilja två olika byggnader med avseende på VOC-mönster. I arbetet kunde 158 enskilda ämnen identifieras i två byggnader och med hjälp av Cluster-analys kunde man särskilja miljöer såväl inom en byggnad som mellan de två byggnaderna.

I en studie var syftet att undersöka om det fanns kemikalier (VOC) som var vanligare i sjuka hus jämfört med friska byggnader (Noma 1988) med hjälp av Correspondence analys. I studien jämfördes dels ett sjukt hus med ett friskt, dels gjordes jämförelser mellan olika lokaler inom varje byggnad. Resultaten visade att man kunde särskilja de båda byggnaderna åt med hjälp av Correspondence-metoden. Författarna redovisade 35 VOC-ämnen som kunde hänföras till sjuka eller friska hus. Man kunde även särskilja uterespektive innesubstanser. Samma objekt analyserades också med hjälp av Principal Component Analys (PCA) där det visade sig att olika latenta variabler beskrev olika kemiska submönster.

Sundell (et al 1993 A) studerade TVOC och formaldehyd i 86 kontorsrum i 29 byggnader. TVOC mättes vid luftintag till byggnaden, i tilluften till kontorsrummen , i inomhusluften och i frånluften från lokalerna. Byggnadens karakteristik kartlades och symptom-rapporter från 1087 kontorsarbetare erhölls med enkäter. Koncentrationen av TVOC och formaldehyd i rumsluften var låg med ett medelvärde på 71 respektive 31 $\mu g/m^3$. TVOC-koncentrationen var generellt lägre i rumsluften än i tilluften respektive luften vid intaget i byggnaden. Skillnaden i TVOC mellan tilluft och rumsluft (s k "lost" TVOC) var positivt korrelerad till koncentrationen av formaldehyd i inomhusluften respektive symptom-prevalensen hos personalen. Högre koncentrationer av TVOC inomhus var korrelerat till lägre symptomprevalens.

Norbäck (et al 1993 B) undersökte sambandet mellan två alkoholer (2-etylhexanol, 1-octen-3-ol) i bostäder och ögon-, hud- och luftvägssymptom hos 39 vuxna individer boende i de undersökta byggnaderna. En signifikant koppling mellan 1-octen-3-ol och hudproblem i ansiktet kunde konstateras. Däremot var korrelationen mellan 2-etylhexanol och upplevsen av obehaglig luftkvalitet negativ. Författarna hävdar att det enskilda ämnet 1-octen-3-ol kan härröra från s k mikrobiell VOC (mVOC) där mikroorganismer i sin metabolism skulle bilda det aktuella ämnet.

Rosell (et al 1990) visade att 2,2,4-trimethyl-1,3-pentanediol-di-iso-butyrate (TXIB) kunde identifieras i flera byggnader med klagomål på inomhusklimatet. Halter på 100-1000 $\mu g/m^3$ uppmättes i inomhusluften. Rosell anger att TXIB används som mjukgörare i vinylprodukter (PVC) och undersökningar har visat att PVC avger ämnet. Longitudinella mätningar i samma studie visade att avklingningen gick mycket långsamt och koncentrationen befanns vara anmärkningsvärt hög efter flera år.

Sammanfattning av fältstudier

Sammanfattningsvis föreligger därmed inga entydiga resultat på att normalt förekommande TVOC-koncentrationer skulle utgöra en potentiell riskfaktor när det gäller SBS i fältundersökningar. Flera undersökningar indikerar istället att TVOC är en dålig indikator på luftkvalitet. Man torde dock fortfarande kunna betrakta flyktiga organiska ämnen (VOC) som en potentiell riskfaktor men problemet verkar vara att utveckla relevanta biologiska mått för att kvantifiera den samlade effekten av alla eller vissa VOC-ämnen i inomhusluft. Det finns också enskilda ämnen som borde studeras mer, exempelvis TXIB samt vissa alkoholer och aldehyder. Dessutom måste kunskapen öka angående det dynamiska system som VOC i inomhusluften utgör där exempelvis eventuella oxidationsfenomen är dåligt kända. Slutligen saknas standardiserade metoder för provtagning och analyser vilket gör att resultat från olika mätningar troligen inte alltid kan jämföras vilket också är ett problem som borde åtgärdas.

Formaldehyd

Många aldehyder betraktas som potentiella hälsorisker inom det yrkesmedicinska området. I synnerhet formaldehyd (HCHO) som är ett flyktigt organiskt ämne (VOC) men normalt inte räknas till denna ämnesgrupp. Hälsoeffekterna är ofta irritationer i ögon, luftvägar och hud samt lukt. Formaldehyd är känt för dess irritationseffekt på djur och människor (Amdur 1991) och regleras med hygieniska gränsvärden på grund av dess cancerogena egenskaper (National Research Council 1981; Arbetarskyddsstyrelsen 1990; WHO 1989). WHO (1989) rekommenderar att koncentrationen av formaldehyd inte ska överstiga 100 $\mu g/m^3$ i icke industriella miljöer. För särskilt känsliga grupper rekommenderas ett maxvärde på 10 $\mu g/m^3$.

Halterna av formaldehyd och andra aldehyder ligger normalt högre inomhus än utomhus. De halter som mäts upp i icke industriella miljöer ligger normalt under WHO´s riktvärde (100 $\mu g/m^3$) eller det svenska riktvärdet på 250 $\mu g/m^3$ (SOSFS 1989). I det svenska bostadsbeståndet uppmättes medelvärden på 14 $\mu g/m^3$ i småhus och 7 $\mu g/m^3$ i flerbostadshus (Stridh et al 1993) och 11-59 $\mu g/m^3$ i kontorsmiljöer (Sundell et al 1993 B). I en undersökning av 60 astmatiska barns bostäder (Ekstrand-Tobin 1993) uppmättes ett medelvärde på 40 $\mu g/m^3$.

Byggmaterial som utsätts för fuktpåverkan kan emellertid avge formaldehyd i större mängder (exempelvis olika typer av byggplattor). Dessutom finns teorier och laboratorieförsök som har visat att aldehyder kan bildas i inomhusluften under inverkan av ozon, kvävedioxid och solljus (Weschler et al 1992, Zhang et al 1993 A).

Sundell (et al 1993 A) visade i en kontorsstudie att trots låga halter av formaldehyd fanns en positiv korrelation med symptom. Det har också påvisats samband mellan formaldehyd och PEF-värdet hos barn (Quackenboss et al 1989). I två studier (Norbäck et al 1993; Sundell et al 1993 C) kunde ingen skillnad påvisas av halten formaldehyd i inomhusluften hos astmatiker och hos friska personer.

2.2.2.3 Biologisk modell för VOC som orsak till sjuka-hus syndromet

VOC misstänks vara en orsak till sjuka-hus syndromet. Det finns enligt tidigare resonemang flera skäl för denna hypotes. Men resultat från experimentella studier (kapitel 2.2.2.2) har visat signifikanta effekter vid betydligt högre koncentrationer än vad som normalt påträffas i sjuka och sunda hus. När det gäller epidemiologiska studier finns resultat som pekar på ett samband men även motsatsen. Ett grundläggande problem när man diskuterar VOC som en möjlig orsak är att det inte existerar någon bra (bevisad) biologisk modell för hur VOC-ämnen påverkar den mänskliga organismen. Mølhave (1992) har dock föreslagit en modell för fenomenet. Det bör påpekas att den till vissa delar är hypotetisk och bör verifieras i framtida experimentella och epidemiologiska undersök-

ningar. Men eftersom denna avhandling i stora delar är inriktad på VOC kan det vara av intresse att redovisa modellen.

Den sensoriska eller toxiska effekten av VOC kan definieras som någon signifikant förändring hos individer som är exponerade av VOC jämfört med andra jämförbara individer som inte exponeras (Mølhave 1992). Effekten av VOC kan indelas i två kategorier;

- Störningar av kroppsfunktioner
- Upplevelser av inomhusmiljön; miljöfaktorer eller symptom

Vidare definieras två begrepp: upplevd luftkvalitet (Percieved Indoor Air Quality; PIAQ) och uppmätt luftkvalitet (Measured Indoor Air Quality; MIAQ). Mølhave skiljer även på akut och subakut effekt där en akut effekt är en individs respons direkt vid exponeringen medan en subakut effekt är upplevelsen efter minst en timmes exponering. Med irritation menas stimulering av sensoriska system eller inflammationsliknande hudreaktioner.

De akuta och subakuta effekter som har kunnat visas vid exponeringar av VOC vid låga koncentrationer kan indelas i tre klasser;

- Upplevelse av miljöexponeringar (PIAQ) orsakad av akut stimulering av sinnena.
- Upplevelse eller observation av en svag akut eller subakut inflammationsliknande reaktion i exponerad vävnad.
- Ett flertal effekter som kan beskrivas som en grupp av subakuta miljöstressreaktioner orsakade av upplevelsen.

Upplevelse av miljöexponeringar

Vår nuvarande kunskap angående sinnesförnimmelser av VOC-exponering visar att det främst är lukt, smak och irritationsperception (eg. "chemical sense") som är involverade. Dessa tre sensoriska system reagerar på luftburna kemikalier, men till olika kvaliteter hos exponeringen. Stimulering av en, två eller tre av dessa sinnen verkar resultera i en total upplevelse av luftkvaliteten. Denna totala upplevelse av luftkvaliteten kan eventuellt även hänföras till visuella och termiska sinnesförnimmelser. En aktivering av sinnena (lukt, smak, irritationsperception, eventuellt även syn och termiskt sinne) leder till två effekter: en upplevelse av exempelvis en irritation (brännande, stickande känsla etc) och en skyddande reflex (ökat tårflöde, förändrad andning, hosta etc) (Nielsen et al. 1985; Nielsen et al 1988).

Inflammation

Inom medicin är inflammatoriska reaktioner relaterade till mikrobiologiska-, metaboliska- eller immunsystem-reaktioner och är i allmänhet betraktade som skyddande reaktioner till en potentiell cellskada. Inflammationer är kända som akuta- eller subakuta reaktioner. Enbart akuta reversibla reaktioner verkar vara relevanta vid exponering av låga koncentrationer av VOC i icke industriella miljöer. Det första tecknet på akut inflammation är utvidgning av blodkärl (kongestion) som orsakar färg- och temperaturförändringar av den exponerade vävnaden. De flesta akuta inflammatoriska reaktioner förmodas aktiveras av kemiska mediatorer från den exponerade vävnaden. Mer än tio olika kemiska klasser av mediatorer har identifierats (t ex histamin och kinin). Dessa mediatorer är producerade i organismen efter en extern exponering av irritanter. De flesta av dessa mediatorer är själva kända som irritanter och förmodligen stimuleras sensorer i vävnaden och orsakar en sekundär upplevelse av exponeringen. Om exponeringen ökar i intensitet eller varaktighet över nivån av komfort eller säkerhet kommer kroppen eventuellt att reagera med att initiera skyddande reflexer eller mekanismer. Dessa reflexer kan aktiveras endera av kemiska mediatorer eller genom sensorisk upplevelse och nervsignaler. Exempel är rinnande näsa eller ögon, hosta, förändring av andningsmönster, ökat slemhinnesekret, ökat blodflöde i exponerade hudområden.

Miljöstress

Den konstanta ansträngning som behövs för att identifiera det önskvärda och övervinna den oönskade sensoriska informationen tillika med ansträngningen att underhålla skyddande reflexer är en ansträngning för människan och kan eventuellt orsaka en sekundär effekt. Om en sådan stressituation pågår en längre tid kommer stressliknande symptom att uppstå av vilka huvudvärk verkar vara det viktigaste (Evans et al. 1989). Andra miljöstressymptom är ökade nivåer av stresshormon, ökat blodtryck, trötthet, irritabilitet och minskad tolerans, minskad produktivitet, psykologiska symptom, känsla av hjälplöshet och minskad känsla av tillfredsställelse och livskvalitet (Evans 1989).

En biologisk modell som ska förklara kombinerade reaktioner hos människan utsatt för multifaktoriella exponeringar (MIAQ) i inomhusmiljön inklusive VOC måste beakta att miljöexponeringar eller stressfaktorer orsakar överlappande spektra av hälsoeffekter. Det är också troligt att de reversibla effekter av exponeringar från inomhusluft (som inkluderar VOC) kan klassificeras enligt ovan: upplevelser, inflammationsliknande reaktioner och stressliknade effekter.

Intensiteten av de olika symptomen kan påverkas av bakgrundsfaktorer såsom ålder, rökvanor eller kön. Vidare kan antalet symptom och deras intensitet påverka individens beteende, så att till exempel förändringar av miljön genomförs, eller genom att fokusera uppmärksamheten på vissa symptom och undertrycka andra. Detta innebär att olika indi-

vider kan reagera olika för en viss exponering (blandning av olika VOC) och därmed enbart uppvisa ett fåtal av de symptom som existerar i den exponerade populationen som helhet. Den föreslagna modellen innebär också att effekterna av VOC-exponering är ospecifika och kan vara orsakad av andra miljöexponeringar än VOC. Till exempel temperatur eller inert damm kan eventuellt orsaka ett liknande spektrum av symptom. Detta innebär att alla diskussioner angående kausaliteten mellan VOC och olika typer av symptom inte enbart bör innefatta VOC utan även andra typer av exponeringar.

När det gäller arbetsmiljö så fokuseras diskussionen normalt på en hälsofaktor i taget vilket bygger på hypotesen att den aktuella faktorn är den enda som har betydelse för hälsan. Sådana extrema exponeringar är emellertid inte det normala i icke industriella miljöer och metodiken från arbetsmiljöområdet kan därmed inte tillämpas.

Primära och sekundära processer

I den exponerade vävnaden kan både primära och sekundära akuta processer ske. De primära processerna är stimulering av sensoriska nervändar och initiering av en svag inflammatorisk vävnadsreaktion. Sekundära effekter uppstår efter en tids exponering eller vid en intensiv exponering. Den sekundära akuta effekten i den exponerade vävnaden är upplevelser av vävnadsreaktionen. Dessa upplevelser är initierade reflexer beroende på primära upplevelser av exponering eller ändrad sensitivitet av sinnena beroende på vävnadsförändringar. Subakuta effekter kan också ske. De är miljöstressreaktioner eller kännbara hudreaktioner. De tre typerna av effekter som förväntas uppstå på grund av exponering av låga koncentrationer av VOC är därmed:

A. Akut upplevelse av försämrad luftkvalitet
    - Primära
        - Igenkänning av exponeringar
    - Sekundära
        - Reflexer i ögon, näsa och luftvägar
        - Förändring av slemhinnesekret
        - Svårigheter att andas
        - Aktiviter för att förändra miljön

B. Inflammationsliknande akuta eller subakuta reaktioner i hud eller slemhinnor
    - Primära
        - Utvidgning av blodkärl
        - Stickande, kliande eller svidande känsla
    - Sekundära
        - Smärta
        - Förändrad temperatur i hud

C. Subakuta och svaga stressliknande reaktioner
- Primära
  - Diskomfort och klagomål
- Sekundära
  - Komplikationer i kroppsfunktioner och fysiologiska effekter

Tre olika exponeringsnivåer av TVOC

För närvarande finns ingen ändamålsenlig enhet för att mäta den kombinerade effekten (MIAQ) av olika kemiska ämnen i luften. Mølhave arbetar med den s k TVOC-indikatorn (mg/m^3) vilket är den totala mängden av VOC-ämnen i inomhusluften utvärderad med gaskromatograf och masspektrometer. Ur biologisk synvinkel kan det emellertid finnas andra mer relevanta mått, exempelvis antal molekyler per kubikmeter luft (molarkoncentration ppm).

Under fältmässiga förhållanden är tre olika exponeringsområden (koncentrationer) av intresse. Under en lägsta tröskel förväntas inga effekter att uppstå på grund av exponering av VOC (the no-effect level). Detta under förutsättning att inga andra exponeringar sker. Över en övre tröskel förväntas en effekt uppstå även när alla andra exponeringsfaktorer är kontrollerade och acceptabla (the effect level). Mellan dessa två tröskelvärden kan det finnas ett samband mellan VOC-exponeringen och hälsoeffekter beroende på interaktioner med andra exponeringsfaktorer eller sammansättningen av exponeringen. Detta område benämns det multifaktoriella exponeringsområdet. Inom detta område behöver det inte finnas något dos/respons samband och klagomål kanske inte uppstår om en av de relevanta exponeringsfaktorerna tas bort från den aktuella miljön. Mølhave (1992) har föreslagit ett dos/respons samband mellan TVOC och diskomfort i icke industriella miljöer enligt tabell 2.1 med ovanstående förbehåll.

Tabell 2.1 Föreslaget dos/respons samband mellan TVOC och diskomfort i icke industriella miljöer (Mølhave 1992)

TVOC	Effekt	Effektområde
<0.20 mg/m^3	Ingen irritation	Komfortområde
0.20-3.0 mg/m^3	Irritation och diskomfort	Multifaktoriellt exponeringsområde
3.0-25 mg/m^3	Exponeringseffekter	Diskomfort
>25 mg/m^3	Neurologiska effekter	Toxiskt exponeringsområde

Mølhave (1991) påpekar vidare att undersökningar och experimentella studier där exponeringen utgörs av låga koncentrationer av VOC av flera orsaker är svårare att utföra jämfört med traditionella kliniska undersökningar inom det yrkesmedicinska området med avseende på toxiska ämnen. Ett problem är som tidigare påpekats att det inte finns några bra metoder för att mäta hälsoeffekter, istället används ospecifika subjektiva reaktioner för att kvantifiera effekten i icke industriella miljöer.

Experimentella studier vid högre koncentrationer av VOC, omkring eller över det yrkesmedicinska gränsvärdet, fokuseras på hälsoeffekter som är mycket allvarligare än de relativt lindriga, men mer frekventa, komfortsänkande problemen som ofta orsakas av slemhinneirritationer i sjuka hus. Vidare görs yrkesmedicinska expriment med högre koncentrationer på vuxna och friska personer där känsliga grupper som barn, sjuka och gamla utesluts. Dessutom är exponeringstiden vid yrkesmedicinska studier mycket kortare än vad som är normalt vid exponeringar i icke industriella sammanhang. Detta innebär bl a att resultat från yrkesmedicinska studier inte går att extrapolera till de låga koncentrationer som förekommer i icke industriella byggnader.

2.2.3 Biologiska faktorer

Biologiska riskfaktorer i byggnadssammanhang kan utgöras av bakterier, svampsporer, mykotoxiner, glukaner, virus, kvalster, pollen, djurepitel, mikrobiell VOC , m.m. Många av dessa föroreningar är en naturlig del av vår miljö både inomhus och utomhus och kan därmed inte generellt betraktas som ett problem. Det finns dock hälsoeffekter som kan hänföras till denna typ av miljöfaktorer. Vissa typer av föroreningar kan orsaka infektionssjukdomar, nämnas kan bakterier och svampar som producerar toxiska substanser där befuktarfeber är ett exempel. Andra biologiska föroreningar är allergener som kan framkalla allergiska reaktioner och en del biologiska processer kan ge upphov till luktproblem, exempelvis mögel. Det finns även effekter som enbart har med byggnaden att göra där exempelvis vissa svampangrepp kan bryta ner och fullständigt förstöra byggnadsmaterial.

Hälsoeffekter av biologiska faktorer

Mikroorganismer (svampar, bakterier, virus) finns nästan överallt och är en naturlig del i normala miljöer, både inomhus och utomhus. De finns i byggnader, både i luft och på materialytor samt i konstruktioner och material. Mikroorganismer finns även på och i människokroppen. Detta innebär att det är oklart om mikroorganismer ska betraktas som en kontamination (skadlig förorening). Nevalainen (1993) menar att mikroorganismer ska betraktas som en förorening om deras närvaro är skadlig eller oönskad. Exponering till följd av mikrobiell tillväxt utgörs av (a) partiklar såsom döda eller levande sporer eller celler (exempelvis allergen, toxiska molekyler som endotoxiner, glukaner, mykotoxiner), (b) flyktiga produkter från mikroorganismens metabolims (organiska syror, aldehyder

och andra kolväten) (Nevalainen 1993; Ström et al 1990). Mätningar av mängden svampsporer och bakterier i inomhusluften i bostäder har visat att svampsporer varierade mellan 10-10.000 kolonibildande enheter per kubikmeter luft (cfu/m^3) (Nevalainen 1993) och bakterier varierade mellan 60-12.200 cfu/m^3 (Nevalainen et al 1988) och Flannigan (et al 1991) mätte upp till 22.000 cfu/m^3. De redovisade mätningarna uppvisade emellertid stora skevheter vilket innebar att majoriteten av mätresultaten visade på relativt låga värden. Det finns emellertid inga starka belägg för att mikroorganismer eller fragment av dessa i inomhusluften skulle vara en orsak till sjuka-hus problem (Malmberg 1991; Bayer et al 1993; Ström 1990; Holt 1990; Tamblyn et al 1991).

Flera av de mikrobiologiska processerna kräver bl a fukt för sin överlevnad enligt tidigare resonemang (kapitel 2.2.1.3). Förutom fukt är det andra miljömässiga omständigheter som avgör vilken av de närvarande organismerna som börjar växa, exempelvis tillgång till nedbrytbart material. Nedbrytning av material sker genom att mikroorganismerna producerar enzymer som delar sönder stora molekyler till mindre beståndsdelar som kan utgöra näring för organismen. Typiska material som kan användas av mikrorganismer är trä, cellulosa, papper, organiskt isoleringsmaterial, färger, proteinhaltiga material (exempelvis kaseinhaltigt flytspackel), textiler, naturfibrer m.m. Andra material bryts inte lika lätt ner av mikroorganismer, exempelvis mineralull, metall, betong, plaster, syntetiska polymerer, tegel och andra mineralprodukter. Men mikroorganismer kan leva på fuktiga ytor av sådana material. I detta fall utgör inte materialet näring för mikroorganismen utan den fukt och smuts som kan finnas på materialytan.

Det kan finnas skäl att skilja på synliga mikrobiologiska angrepp och biologiska processer som sker inne i en byggnadskonstruktion i väggar, golv och tak. I det förra fallet, som inte är så vanligt i Sverige men däremot i andra europeiska länder och USA, kan naturligtvis produkter från den mikrobiella processen avges direkt till inomhusluften, eg. sporer, fragment, lukter, mikrobiell VOC m.m. I detta fall torde risken vara större för att hälsoeffekter ska uppstå. Detta har också visats i flera studier att synliga fuktskador kunde kopplas till ohälsa bland brukare och boende (Ekstrand-Tobin 1993; Dales et al 1991; Brunekreff et al 1989). Men vad som specifikt orsakar ohälsan (eg. luftburna sporer, andra fragment, mikrobiell VOC eller mykotoxiner, m.m) har ännu inte kunnat visas. När den mikrobiella processen sker inne i konstruktionen med täta skikt mot inomhusmiljön bör rimligen inomhusluften inte kontamineras i lika hög grad. Detta har också visats i flera studier där det inte fanns något samband mellan luftburna mikroorganismer och biologiska processer i konstruktionen.

En teori är att vissa mikrobiella processer i sin metabolism producerar VOC-ämnen, s k mikrobiell VOC (mVOC). Det finns emellertid inte många studier som har undersökt fenomenet, eg. om enskilda VOC-ämnen i inomhusluften verkligen härrör från mikrobiologiska processer och om dessa ämnen kan orsaka SBS. Ett antal studier har dock identifierat ett antal ämnen som enligt författarna troligen härrör från en mikrobiell meta-

bolism (Ström et al 1990; Nevalainen et al 1990; et al 1993; Bayer et al 1993; Miller et al 1988; Mc Ilton et al 1990; Rivers et al 1992). Det handlar om en rad flyktiga organiska substanser, bl a högre alkoholer, ketoner och organiska syror som enligt författarna kan vara starkt irriterande och luktande eller luktfria ämnen. Denna typ av mikrobiologiska processer kan ske inne i konstruktionen och ger inte automatiskt förhöjda koncentrationer av luftburna mikroorganismer inomhus. Undersökningar har heller inte visat någon korrelation mellan luftburna mikroorganismer och förekomsten av mikrobiologiska processer i eller på konstruktionsdelar. Men flera av de producerade ämnena (mVOC) är enligt författarna mycket flyktiga och kan penetrera täta material i tak- golv- och väggkonstruktioner (Ström et al 1990) och resultera i luktproblem inomhus. Noteras bör att även denna typ av riskfaktor är kopplad till fuktpåverkan av olika byggnadsmaterial. Man bör dock betänka att utvärderingar av hälsorisken med avseende på mirkobiell VOC är komplicerade. Dels därför att koncentrationerna av de misstänkta ämnena i inomhusluften är mycket låga och därmed svåra att identifiera. Men också därför att det kan finnas andra källor till de identifierade ämnena vilket innebär att det inte nödvändigtvis behöver finnas en koppling till mikrobiella processer. Slutligen gäller förmodligen att utvärderingen av mikrobiell VOC som en orsak till sjuka-hus problemet är lika vansklig som utvärderingen av hela VOC-konceptet. Inga hållbara bevis har presenterats inom VOC-området (kapitel 2.2.2.2) men trots detta finns det fortfarande anledning att betrakta flyktiga organiska ämnen som en riskfaktor för SBS.

Luftburna biologiska partiklar som ger allergiska effekter härrör normalt från pollen, insektsepitel, kvalster och djurepitel (katt och hund) och mögel (Flannigan 1992). De flesta pollenrelaterade allergier är huvudsakligen kopplade till höga koncentrationer utomhus. Pälsdjursallergier är naturligtvis kopplade till förekomsten av husdjur och har inte med byggnaden att göra. Men husdjursinnehav kan kontaminera inomhusmiljön för lång tid. Insektsrelaterade allergier är relativt ovanliga även om epitel från kackelackor ökar och kan vara ett problem i vissa miljöer (Mathews 1989). Förekomsten av husdammskvalster ökar och är huvudsakligen associerat till bostäder. Kvalster kräver en relativ luftfuktighet över 45 % RH (vid 20 °C) för att överleva. Detta innebär att fuktproblem i byggnader på grund av exempelvis låg ventilation, hög fuktproduktion, fuktskador, eller dåligt isolerade konstruktionsdelar med kondensproblem som följd kan öka risken för kvalstertillväxt. Även mögelförekomst (synligt eller dolt i konstruktionen) är kopplat till fuktsituationen i byggnaden. Det finns även skäl att misstänka att andra faktorer såsom irriterande gaser (VOC och tobaksrök) kan verka som adjuvans, d v s medverka till sensibilisering av individen, men där denna typ av föroreningar utgörs inte av traditionella allergen.

Sammanfattning av biologiska faktorer

Det finns i de flesta miljöer en mängd olika biologiska faktorer som utgör ett normalt tillstånd och det är därför oklart vad som ska betraktas som en förorening och vad som kan leda till ohälsa bland brukare och boende. Studier har visat på samband mellan fuktiga byggander, eg. synliga fukt- och mögelfläckar, mattor som släppt från underlaget, mögellukt mm, och ohälsa (SBS och specifika sjukdomar). I detta fall finns ofta synliga mikrobiologiska angrepp som direkt kan avge föroreningar till inomhusluften. Det är dock oklart vad som specifikt är orsaken till SBS, eg. sporer från svampar eller bakterier, fragment, mikrobiell VOC m.m. Fukt i byggnadssammanhang torde dock vara en av de största riskfaktorerna för mikrobiologisk påverkan och nedbrytning av byggnadsmaterial och SBS. Undersökningar har emellertid inte visat på samband mellan mikrobiella föroreningar i inomhusluft och SBS. Ett antal studier antyder att mikrobiella processer i sin metabolism kan ge upphov till olika VOC-ämnen men det är oklart hur dessa når inomhusluften (i det fall som den mikrobiologiska processen sker inne i konstruktioner) och om de utgör en specifik orsak till SBS. Flera allergiska riskfaktorer (eg. kvalster, mögel) är också kopplade till fuktsituationen i byggnaden medan andra allergen är kopplade till utomhusmiljön (eg. pollen) eller förekomsten av husdjur. Det finns även studier som har visat att andra (eg. kemiska faktorer såsom rökning och VOC) kan verka som adjuvans, d v s medverka till sensibilisering av individer. Av den ovan redovisade genomgången framgår att fukt i byggnader är en av de största riskfaktorerna för många biologiska riskfaktorer, eg. mikrobiologiska processer och förekomst av vissa allergen. Detta visar än en gång vikten av att beakta fuktproblematiken i byggnadssammanhang.

2.3 Psykologiska och sociala riskfaktorer

En frågeställning inom sjuka-hus problematiken är huruvida psykologiska och psykosociala faktorer har betydelse för SBS och i så fall på vilket sätt. De flesta studier, främst epidemiologiska, har dock som främsta hypotes att fysiska faktorer i inomhusmiljön är av avgörande betydelse men att psykologiska och psykosociala faktorer kan medverka och förvärra situationen. En övergripande hypotes är att psykosociala belastningar (exempelvis stress och dåligt psykosocialt arbetsklimat) kan göra individen mer känslig för fysiska riskfaktorer (eg. exponeringar) vilket därmed skulle kunna innebära att rapporteringen av symptom ökar.

När sjuka-hus problematiken uppstod fanns en uppfattning bland experter och flera andra grupper att upprepade klagomål bland brukare och boende, som av individerna kopplades till fysiska faktorer inomhusmiljön, inte kunde kopplas till den fysiska miljön utan skulle hänföras till psykologiska faktorer och därmed vara inbillning. Denna ensidiga inställning var förmodligen mycket olycklig eftersom de drabbade individerna ofta fick uppfattningen att de inte blev tagna på allvar. Därmed uppstod också låsningar som i vissa fall visade sig vara mycket svåra att senare komma till rätta med. Senare forskning har också visat att det finns fysiska faktorer som kan kopplas till ohälsa även om någon generell orsak till SBS ännu inte har kunnat presenterats. Man kan dock inte avfärda hypotesen att psykologiska och psykosociala faktorer kan medverka och förvärra situationen för drabbade individer.

En hypotes som har avfärdats är att SBS skulle vara kopplat till masshysteriska fenomen, (Berglund et al 1986; Finnegan et al 1986; Berglund et al 1990). Berglund (et al 1990) hävdar att även om hysteriska fenomen har utlösts av exempelvis lukter så är symptombilden inte densamma som för SBS. Inom SBS verkar symptombilden vara ganska likartad medan masshysteriska symptom kan variera avsevärt. Dessutom verkar förloppet för masshysteriska symptom se annorlunda ut än för SBS. Den förra typen uppstår och försvinner med ett mycket hastigt och dramatiskt förlopp (Colligan et al 1982) medan SBS inte uppvisar denna dramatik och dessutom pågår under lång tid.

En annan hypotes som har framförts är att när individerna blir medvetna om ett fysiskt problem (exempelvis luftföroreningar, missfärgningar, lukter) så skulle man vara mer benägen att rapportera symptom. Detta innebär att jämförelser mellan olika populationers prevalens av klagomål (eg. enkäter) där populationerna har olika bostadsförhållanden blir problematisk. Det kan exempelvis finnas skillnader i attityder mellan exponerade och icke exponerade individer (Berlgund 1992). Det kan också finnas skillnader i responskriterier mellan olika populationer, (se även kapitel 4.3.7.1).

Hälsoeffekter av psykologiska och sociala riskfaktorer

Det finns i litteraturen ett antal studier som har visat på en koppling mellan psykosociala faktorer och klagomål av den typ som förekommer inom SBS. Skov (et al 1989) visade i den danska Rådhusundersökningen att psykosociala faktorer, tillsammans med fysiska faktorer, inverkade på slemhinneirritationer och allmänsymptom (SBS). När det gällde slemhinneirritationer visade det sig att underordnade positioner i arbetsorganisationen samt otillfredsställelse med sitt arbete och överordnade hade betydelse. För allmänsymptom fanns en koppling till dåliga relationer till kollegor, monotona arbetsuppgifter, krav om högre arbetstempo och litet inflytande på arbetsuppgifterna. Norbäck (1990) kunde också visa på ett samband mellan det psykosociala arbetsklimatet och SBS. Hedge (et al 1987) konstaterade att offentligt anställda rapporterade mer symptom (SBS) än privatanställda. I denna studie framfördes även att tillfredsställelse och motivation i arbetsprocessen hade betydelse för SBS. Andersson (et al 1993) kunde med hjälp av enkäter visa på skillnader i prevalens (SBS) bland olika kategorier av sjukhuspersonal. Eriksson (et al 1993) studerade psykosociala riskfaktorer inom ramen för ELIB-projektet. Syftet var att undersöka kopplingen mellan psykosociala respektiva organisatoriska faktorer och prevalensen av SBS bland kontorsarbetare. Resultaten visade att möjligheterna till personlig utveckling i arbetet, arbetsbelastning, inflytande, stöd från överordnade samt i viss mån tillfredsställelse med arbetsuppgifterna var faktorer som inverkade på prevalensen av SBS. Kontorsarbetare med en rimlig arbetsbelastning, en rimlig möjlighet att påverka arbetssituationen och ett bra stöd från överordnade rapporterade mera sällan symptom. Större möjligheten till personlig utveckling i arbetet visade sig vara en mycket stark faktor för att undvika ohälsa och individer med låg tillfredsställelse med arbetet var en riskgrupp.

Det finns dock en risk att fysiska klimatfaktorer varierar mellan olika personalgrupper. Det torde inte vara helt orimligt att förvänta sig att individer med större tillfredsställelse med sin arbetssituation respektive arbetsuppgifter och större möjlighet till personlig utveckling (exempelvis chefer, individer med högre utbildning) har sin arbetsplats i en bättre miljö (exempelvis större rum, mindre personbelastning, mindre kontorsutrustning). Detta har också indikerats av Stenberg (1992; et al 1993) och Hodgson (et al 1991) där skillnaden i rapporterade symptom mellan kvinnor och män har studerats. Stenberg (1992) ifrågasätter om det verkligen finns en skillnad i känslighet som är könsbetingad. Istället kanske skillnader i arbetsuppgifter, status, arbetsmiljö, m.m är den avgörande faktorn. Detta skulle kunna vara en förklaring till varför kvinnor ofta rapporterar mer symptom än män. Andra hävdar dock att det finns skillnader i känslighet som är könsbundna.

Burge (et al 1987) hävdar att symptom är vanligare och mer problematiska hos individer som känner stress eller maktlöshet inför möjligheten att förändra sin situation (eg. mikroklimat vid arbetsplatsen). Liknande resultat har även visats av Preller (et al 1990) och Hedge (et al 1983).

Knötig (et al 1987) framhöll att en riskfaktor för SBS är den obefintliga möjligheten att kontrollera inomhusklimtatet i moderna byggnader. Denna typ av riskfaktorer har även framförts av Wyon (1993; et al 1991; 1988; 1991) där det föreslås individuella möjligheter att påverka mikroklimatet vid en arbetsplats. Sådana åtgärder kan enligt författarna öka den individuella produktiviteten och minska risken för SBS.

3 METOD

3.1 Översiktlig beskrivning av tre undersökta områden

Tekniska mätningar och enkätundersökningar med avseende på de boendes upplevelser av inomhusmiljön gjordes i tre bostadsområden, två områden med uttalade problem av SBS-typ; Problemområde I och II och ett referensområde (R).

Problemområde I (1462 lägenheter) utgjordes till vissa delar av ett s k flytspackelobjekt där avjämningsmassan på betongbjälklagen bestod av kaseinhaltigt flytspackel i vissa lägenheter och kaseinfritt flytspackel (kalkspackel) i andra lägenheter. I problemområde I fanns även lägenheter där golven var åtgärdade genom att det kaseinhaltiga flytspacklet var borttaget och ersatt med en kaseinfri (typgodkänd) avjämningsmassa. Problemområde II (50 lägenheter) utgjordes av lägenheter med enbart kaseinhaltigt flytspackel. Det tredje bostadsområdet var ett referensområde (182 lägenheter) utan kända innemiljöproblem.

Problemområde I

Problemområde I, som bebyggdes 1978-1981, bestod av 14 kringbyggda gårdar med 70-130 lägenheter per gård. På varje gård fanns låghus i 2 1/2 plan och höghus i 4-6 plan. Gårdarnas benämning och antal lägenheter redovisas i tabell 3.1. I tabellen framgår även vilka gårdar som ingick i undersökningen där tekniska mätningar har gjorts.

Husen var grundlagda med en platsgjuten betongplatta på mark med underliggande värmeisolering av mineralull. Under delar av vissa hus fanns kulvertar och andra källarutrymmen. Detta innebär att vissa bottenbjälklag till vissa delar kan betraktas som mellanbjälklag ur fukt- och uttorkningssynpunkt. Konstruktionen i övrigt utgjordes av förtillverkade betongelement i väggar och bjälklag. Ytterväggselementen var värmeisolerade med en kärna av styrencellplast

På betongbjälklagen fanns ett kaseinhaltigt flytspackel utom i två gårdar, (A, B). I den ursprungliga konstruktionen utgjordes golvbeläggningen av en PVC-matta i kök och sovrum och ekparkett i vardagsrummet. Golvsaneringar hade vid undersökningstillfället gjorts i en gård (G) där det kaseinhaltiga flytspacklet hade tagits bort och ersatts med ett typgodkänt spackel. Golvmaterialet utgjordes efter saneringen här av en linoleummatta och parkett i vardagsrum, se tabell 3.1.

Ventilationen utgjordes ursprungligen av ett mekaniskt från- och tilluftsystem med värmeväxling (FTX-system) (roterande värmeväxlare). I två gårdar hade man cirka ett år före undersökningen bytt ut FTX-systemet mot ett mekaniskt frånluftsystem (F-system), (gård F och G).

Tabell 3.1 Antal lägenheter per gård i hela problemområde I och delar av den tekniska utformningen. Tekniska mätningar genomfördes i 7 gårdar.

Gård	Antal lgh	Tekniska mätningar		Flytspackel		Golvmatateriall		Vent. syst.
		Före åtg.	Efter åtg.	Kasein	Ej kasein	PVC	Lin	(FTX,F)
A*	102	8			X[1]	X		FTX
B*	121	7			X[1]	X		FTX
C*	110	7		X		X		FTX
D*	99	6		X		X		FTX
E*	130	8		X		X		FTX
F*	92		6	X		X		F[4]
G*	127		6[2]		X[3]		X	F[4]
H**	80							
I**	111							
J**	82							
K**	128							
L**	71							
M**	109							
N**	100							
	1.462	36	12					

*) Gårdar som ingick i undersökningen
**) Gårdar som ej ingick i undersökningen
1) I område A och B fanns i ca 90 % av lägenhetsbeståndet ett kaseinfritt kalkspackel
2) Golvsanerade lägenheter.
3) Det kaseinhaltiga flytspacklet borttaget och ersatt med ett typgodkänt spackel
4) Åtgärdad ventilation. FTX-system ersatt av ett F-system

Problemområde II

Problemområde II (P) utgjordes av ett bostadsområde bestående av 10 byggnader med totalt 50 lägenheter som byggdes 1982. Husen var grundlagda med betongplatta på mark med underliggande isolering. Lägenheterna hade ett eller två våningsplan och i vissa fall var det undre planet ett souterrängplan. Samtliga lägenheter med två våningsplan hade ett plan på marken. Lägenheter med ett våningsplan låg antingen på ett mellanbjälklag eller i markplanet. Vissa lägenheter på mellanbjälklag hade entrén på markplanet med en invändig trappa upp till bostadsplanet. Övriga lägenheter på mellanbjälklag hade loftgångar.

Betongbjälklagen var belagda med ett kaseinhaltigt flytspackel både på bottenbjälklag och mellanbjälklag. Golvmaterialet utgjordes av linoleum i alla rum utom vardagsrum där det fanns parkettgolv. Lägenheter på mellanbjälklag hade en bitumenklistrad stegljudsisolering under linoleummattan. Sådan stegljudsdämpning fanns ej i lägenheter med två plan. Ventilationen utgjordes ett mekaniskt frånluftssystem med tilluftsventiler i fönsterkarmar.

Referensområde

Referensområdet (R) utgjordes av ett bostadsområde med 182 lägenheter. Husen var byggda 1986 med en betongstomme. På bjälklagen fanns ingen avjämningsmassa. Golvmaterialet utgjordes av linoleum i kök och sovrum, PVC-matta i badrum och WC samt ekparkett i vardagsrum. Ventilationssystemet bestod av ett från- och tilluftsystem med värmeväxling.

Lägenhetstyper i undersökningen

Undersökningen innefattade sålunda sex olika lägenhetstyper med avseende på golvbjälklagens utformning och ventilationssystem, se tabell 3.2

Tabell 3.2 Gruppindelning av undersökta lägenheter

Grupp	Golvbjälklag	Ventilationssystem	Golvmaterial	Gård(ar)
I.	Kaseinhaltigt flytspackel	FTX	PVC	C, D, E
II.	Kaseinhaltigt flytspackel	F	PVC	F
III.	Kaseinhaltigt flytspackel	F	Linoleum	P
IV.	Golvsanerat[1)]	F	Linoleum	G
IV.	Kalkspackel	FTX	PVC	A, B
V.	Inget flytspackel	FTX	Linoleum	R

[1)]Det kaseinhaltiga flytspacklet borttaget och ersatt med ett typgodkänt spackel samt ny golvmatta av linoleum, även ventilationssystemet utbytt från FTX- till F-system.

3.2 Enkätundersökningar

Enkätundersökningar har gjorts i tre bostadsområden (Problemområde I, II och referensområde) med en enkät för vuxna (Frågeformulär MM 050 NA), bilaga 1. Enkäten är utarbetad vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken vid regionsjukhuset i Örebro. I enkäten ska individen ange om man under de tre senaste månaderna har haft något/några av följande symptom: trötthet, tung i huvudet, huvudvärk, illamående, koncentrationssvårigheter, klåda sveda irritation i ögon, irriterad täppt eller rinnande näsa, heshet, hosta, torr eller rodnad hud i ansikte, hudproblem i hårbotten, hudproblem på händer och/eller klagomål på följande miljöfaktorer: drag, för hög temperatur, varierande temperatur, för låg temperatur, instängd luft, torr luft, obehaglig lukt, statisk el, buller, damm och smuts. För varje klagomål fanns tre olika alternativ: "Ja ofta" (varje vecka), "Ja ibland" och "Nej aldrig". För symptomfrågorna har individen vid ett "Ja ofta" eller "Ja ibland"-svar att ange om man anser att symptomen beror på bostaden (ja/nej).

Undersökningarna i Problemområde I gjordes under mars-april 1989, i problemområde II i oktober 1991 och i referensområdet under vintern 1988-1989. Enkäter skickades ut till alla boende i de tre områdena och svarsfrekvensen var i genomsnitt 84 % i problemområde I (1809 vuxna), 90 % i problemområde II (84 vuxna) och 75 % (292 vuxna) i referensområdet.

3.3 Tekniska mätmetoder

3.3.1 Allmänt

Tekniska mätningar genomfördes i problemområde I under februari - april 1990, i problemområde II under mars 1992 och i referensområdet gjordes mätningarna under januari 1991. Tio mätlägenheter valdes slumpmässigt ut i varje undersökt gård i problemområdena. I referensområdet valdes slumpmässigt tio mätlägenheter där de boende ej uppgav symptom. Mätningarna gjordes av personal från SP vid två tillfällen i varje lägenhet. Analyser av luftprover (VOC) gjordes vid yrkesmedicinska kliniken vid regionsjukhuset i Örebro. Proteininnehåll i flytspackel analyserades vid SP, kemisk analys. Analys av luftprover med avseende på innehåll av ammoniak gjordes vid Analyslab i Lund.

3.3.2 Flyktiga organiska ämnen (VOC)

Flyktiga organiska ämnen (VOC) har mätts dels i inomhusluften, dels som den specifika emission som skedde från golvmaterialet (golvmatta och flytspackellager). Mätningar av VOC i inomhusluften gjordes i alla undersökta områden medan emissionen från golvmaterialen enbart gjordes i två konstruktionstyper i problemområde I; kaseinhaltigt flytspackel med PVC-matta respektive kaseinfritt kalkspackel med PVC-matta.

3.3.2.1 VOC i inomhusluft

Flyktiga organiska ämnen i inomhusluften togs med hjälp av en luftpump upp på en adsorbent (Tenax) med ett luftflöde av 9,0 och 15,0 l/h. Efter termisk desorption analyserats tenaxadsorbenten med gaskromatografisk teknik (GC-FID). För identifiering av enskilda ämnen har till en gaskromatograf kopplad masspektrometer använts (GC-MSD). Med VOC avses (Tenax) adsorberbara och desorberbara flyktiga organiska ämnen med en kokpunkt i intervallet 70-250 °C och detekterbara med en flamjonisationsdetektor redovisade som dekanekvivalenter. I resultaten har totalhalten av organiska ämnen angivits (TVOC) och koncentrationen av enskilda ämnen (> 1,0 $\mu g/m^3$) samt koncentrationen för olika grupper av ämnen. Även antal ämnen inom olika grupper har beräknats liksom totalantalet enskilda ämnen.

3.3.2.2 Emission av VOC från golvmaterial FLEC

Mätningen av den specifika emissionen från golvmaterialet gjordes med en s k FLEC-utrustning (Field and Laboratory Emission Cell) (Wolkoff et al 1991). Emissionsmätningar gjordes i två lägenheter; en med kaseinhaltigt flytspackel och en med kaseinfritt kalkspackel. Den specifika emissionen från PVC och flytspackel uppmättes (kaseinspackel, kalkspackel). Kemiska ämnen av VOC-typ togs upp på en Tenaxadsorbent som analyserades enligt 3.2.2.1.

3.3.3 Ventilation

Luftomsättningen i varje enskilt rum i lägenheterna mättes med spårgasteknik, s.k avklingande koncentration. En gasanalysator (Binos) användes och som spårgas brukades lustgas (N_2O). Spårgas spreds och omblandades till en koncentration av ungefär 500 ppm. Spårgaskoncentrationen fick sedan avklinga under 0,5-1,0 h och koncentrationen mättes var femte minut. Noggrannhet ± 10 %.

3.3.4 Frånluftsflöde

Luftflödet över alla frånluftsdon (kök, badrum, klödkammare och WC) mättes med en varmtrådsanemometer (Svema flow). I kök mättes även frånluftsflödet vid forcerad ventilation. Det totala frånluftsflödet (l/s,m^2) beräknades för varje lägenhet genom att dividera summan av delluftflödena med lägenhetsarean. Noggrannhet ± 5 % (10-40°C, >5 l/s).

3.3.5 Lufttrycksskillnader

Lufttrycksskillnaden mättes med en mikromanometer (Air-Neotronics MP6kP). Tryckskillnaden mättes dels mellan lägenheten och uteluften på både lä- och lovartsidan av byggnaden, dels mellan lägenheten och trapphuset. Mätningar gjordes med ventilationen i normalt och forcerat läge. Noggrannhet ± 10 %.

3.3.6 Temperatur och relativ luftfuktighet inomhus

Lufttemperaturen inomhus mättes momentant med en kvicksilvertermometer (HAENNI). Relativ luftfuktighet inomhus och utomhus mättes med en psykrometer (HAENNI) och fukttillskottet beräknades. Mätningarna gjordes momentant under dagtid. Psykrometern placerades 1,20 m över golv i ett innerhörn av köket.

3.3.7 Fukt i betong

Mätningar av relativ fuktighet och temperatur i betongbjälklaget gjordes i förborrade hål på ett djup av cirka 45 mm. Hålen dammsögs och tätades och mätningen utfördes efter 2-3 dygn med en elektrisk fuktgivare (Vaisala). Avläsningen av fuktgivarna gjordes cirka 2 h efter montering. Fuktmätningarna gjordes i de flesta fall i lägenhetens klädkammare. Noggrannhet ± 2 % på instrumentet och ± 5 % RF för metoden, dock mycket beroende av utförandet (eg. tid mellan borrning och mätning, tid för mätsond i mäthål).

3.3.8 Analys av flytspackel och ammoniakmätningar

Flytspacklet har analyserats med avseende på proteininnehåll (kasein) och ammoniak i golvkonstruktionen mättes. Vidare mättes ammoniakhalten i inomhusluften i ett antal lägenheter.

3.3.8.1 Analys av flytspackel och ammoniak i golvkonstruktion

Ett prov på flytspacklet togs i klädkammaren i varje lägenhet. Provet analyserades med avseende på proteininnehåll genom hydrolys och ammoniakemission vid uppfuktning, (SP-kemi metod 204). Analysen gjordes vid SP, enheten för kemisk analys. Även spackeltjockleken mättes i lägenheterna (mm).

Ammoniakkoncentrationen i flytspacklet mättes på uttaget prov med direktvisande reagensrör (Dræger) (typ 2/a för 2-30 ppm, 5/a för 5-70 ppm). Noggrannheten är inte hög utan mätningen kan betraktas som en indikation om det finns ammoniak eller ej och om ammoniakkoncentrationen är låg eller hög.

3.3.8.2 Analys av ammoniak och aminer i inomhusluft

Luftprover togs i inomhusluft med en s k Impingerflaska monterad på ca 0.5 m höjd över golvet. Flaskan innehöll en lösning av 0.05 M svavelsyra. Med en luftpump sögs vid varje prov 230-260 l inomhusluft genom 13 ml lösning (flöde ca 1 l /min i ca 4 timmar). Luftflödet i mätutrustningen kontrollerades med en flödesmätare före och efter varje provtagning. Under hela provserien varierade flödet mellan 0.90-1.05 l/min. Luftvolymen beräknades på medelvärdet av start- och slutflödet. Luftproverna analyserades med avseende på ammoniak och aminer.

Bestämning av ammoniak skedde med spektrometri enligt Nesslers reagens (SIS 02 81 34) Med denna metod möjliggjordes en detektion av ammoniak i koncentrationer ner till 0.007 ppm vid en total luftvolym på ca 240 l.

Bestämning av aminer skedde med avseende på trimetylamin och trietylamin i anslutning till tidigare utförda mätningar (Lundholm et al. 1990). Analysen utfördes med gaskromatografisk teknik med en kvävekänslig detektor. Identifieringen baserades på retentionstidsmätning. Detektionsgränsen var 0.001 mg/m^3. Gaskromatograf: Varian 3700 med kvävekänslig detektor /TSD) Kolonn; Glaskolonn innehållande 10 % Carbowax 20 M + 4 % KOH. Injektion, direkt injektion av alkalisk absorptionslösning.

Undersökningen omfattade 24 prover från 19 lägenheter där 12 prover togs i evakuerade lägenheter. Prover togs i problemområde I och II samt i referensområdet men även i lägenheter i andra bostadsområden för jämförelse.

3.4 Mönsteranalys; Principal Component Analys

3.4.1 Princip för PCA

Materialet har analyserats med hjälp av Multivariat Data Analys; Principal Component Analys (PCA). Denna matematiska metod, som har utvecklats inom andra ämnesområden, har bl.a tillämpats inom sjuka-hus området, (Berglund 1988; Baird et al 1988; Berglund 1982; Lundin 1993; Sega et al. 1993; Jensen et al. 1993; Nelson et al 1991 Wilkins et al 1993). Ambitionen kan vara att påvisa olikheter i exempelvis kemiskt mönster mellan olika miljöer istället för att söka skillnader på substans- (VOC) eller totalnivå (TVOC) vilket har varit den vanligaste metoden hittills. Eftersom substansanalyser inte har gett någon godtagbar förklaring på sjuka-hus problematiken trots intensiv forskning kan det finnas skäl att undersöka problemet med mönsteranalys.

Metoden är lämplig för behandling av matriser med många variabler men färre objekt. Detta är ofta fallet när det gäller SBS-studier där det ofta finns ett stort antal uppmätta variabler. Men på grund av höga mätkostnader kan inte sådana mätningar utföras i alltför många objekt.

Inomhusmiljön i allmänhet kan beskrivas med hjälp av ett antal (ursprungliga) variabler (resultat från tekniska mätningar) som tillsammans bildar ett mångdimensionellt system. Exempel på sådana variabler är föroreningar i inomhusluft (VOC, m.m.) och byggnadsfysikaliska variabler såsom ventilation, relativ luftfuktighet, temperatur m.m. Principen för principal komponent analys (PCA) är att beskriva det mångdimensionella system (mönster) av ursprungliga variabler, i de olika objekten (lägenheter), med ett färre antal latenta variabler (PC). Syftet är att erhålla ett system med ett litet antal latenta variabler som beskriver så mycket som möjligt av variansen i systemet med de ursprungliga variablerna. Förutsättningen är att det finns en samvarians mellan flera av de ursprungliga variablerna vilket i så fall innebär att flera ursprungliga variabler kan beskrivas med en latent variabel. Om det ej finns någon samvarians mellan de ursprungliga variablerna erhålls samma antal latenta variabler som antalet ursprungliga variabler och därmed har inget vunnits. Genom att beskriva ett mångdimensionellt system av ursprungliga variabler med ett färre antal latenta variabler kan man med hjälp av bildanalys och traditionella statistiska analyser undersöka om det finns värdefull information i materialet. Förenklat uttryckt kan man säga att de enskilda latenta variablerna representerar olika submönster bestående av ursprungliga variabler.

Den första latenta variabeln väljs så att dess riktning sammanfaller med riktningen för den största spridningen bland de ursprungliga variablerna i materialet. Nästa PC, vars riktning väljs så att den blir okorrelerad mot den första, representerar den näst största spridningen i materialet o.s.v.

Steg 1

Det första steget i analysarbetet är att bilda ett begränsat antal latenta variabler för att med dessa beskriva en så stor del av variansen i det ursprungliga datamaterialet som möjligt. Härvid kan Kaisers´ kriterium användas som innebär att beräknade latenta variabler med ett egenvärde större än ett (>1,0) tas med i analysen, (Chatfield et al 1980). Vidare bör de medtagna latenta variablerna beskriva mer än 50 % av variansen bland de ursprungliga variablerna, (Baird 1988), för att analysen ska vara meningsfylld. Resultatet av en sådan analys är s.k Score-värden som anger olika objekts relativa läge i förhållande till den latenta variabeln i en mångdimensionell rymd. Syftet med denna del av analysen är alltså att reducera en stor mängd variabler till ett färre antal latenta variabler men ändå beskriva så mycket som möjligt av den ursprungliga variansen. Ofta normaliseras den ursprungliga datamatrisen för att undvika inverkan av olika mätenheter hos resultaten. Analysen kan även utföras med rotation som innebär att det nya ortogonala systemet vrids något för att erhålla bättre anpassning i någon latent dimension.

Steg 2

I det andra steget studeras olika Scoreplottar (olika latenta variabler avsätts mot varandra) i syfte att undersöka om det finns grupperingar, (exempelvis med avseende på gårdstillhörighet och därmed olika problemfrekvenser (gårdsanalys) eller med avseende på skillnader i upplevelser av inomhusmiljön på individnivå (individanalys) i denna undersökning). Denna del av arbetet kan betraktas som en bildanalys. Metoden innebär att de ursprungliga variablerna projiceras på ett valt plan som beskrivs av två latenta variabler eller i en tredimensionell rymd som beskrivs av tre latenta variabler.

De latenta variablerna kan även användas i traditionella regressionsanalyser såsom enkel och multipel linjär regression som benämns principal komponent regression (PCR) eller variansanalyser (gruppjämförelser) ((M)ANOVA). En fördel i detta sammanhang är att de olika latenta variablerna är okorrelerade vilket har betydelse vid PCR eftersom multipel regression förutsätter att de påverkande variablerna är oberoende. I detta sammanhang kan resultaten signifikanstestas på traditionellt sätt.

Steg 3

Det sista steget är att försöka förklara vad de latenta variablerna representerar. Enligt tidigare resonemang kan man betrakta olika latenta variabler såsom representerande olika submönster till det totala mönstret av ursprungliga variabler. Genom att studera s.k Loadingvärden som anger de ursprungliga variablernas relativa bidrag till respektive latenta variabel kan man urskilja vilka submönster som representeras av respektive latent variabel. Loadingvärdet kan variera mellan (-1) - (+1) och anger relationen mellan den ursprungliga variabeln och den enskilda latenta variabeln. Loadingvärdets tecken anger hur

variansen för den ursprungliga variabeln samvarierar med den latenta variabeln, proportionellt eller omvänt proportionellt. Ett högt absolutvärde i loadingplotten tyder på ett högt relativt bidrag till den latenta variabeln från den aktuella ursprungliga variabeln.

Man kan i viss mening hävda att mönsteranalys tar hänsyn till interaktionsfenomen mellan ursprungliga variabler eftersom de latenta variablerna i normalfallet erhåller ett bidrag från flera ursprungliga variabler. Scoreplot-analysen blir därmed en studie av en samtidig inverkan av de variabler som styr respektive latent variabel.

Mönsteranalys i den använda formen är en matematisk teknik där en originaluppsättning av variabler transformeras till en ny uppsättning av okorrelerade latenta variabler. Dessa nya variabler är linjärt kopplade till de ursprungliga variablerna och ordnade i sjunkande betydelse för systemets förklaringsgrad. Syftet med analysen är att undersöka om de första latenta variablerna beskriver den största delen av variationen i originaldatan. Om så är fallet kan de första latenta variablerna vara intuitivt meningsfyllda och hjälpa oss att förstå datamaterialet bättre eftersom en stor mängd variabler kan reduceras till en hanterlig mängd som blir lättare att studera. Man kan urskilja tre övergripande syften med mönsteranalys (Chatfield et al 1980);

- Identifiering av meningsfyllda underliggande variabler
- Reduktion av dimensionalitet
- Eliminering av variabler med lite information

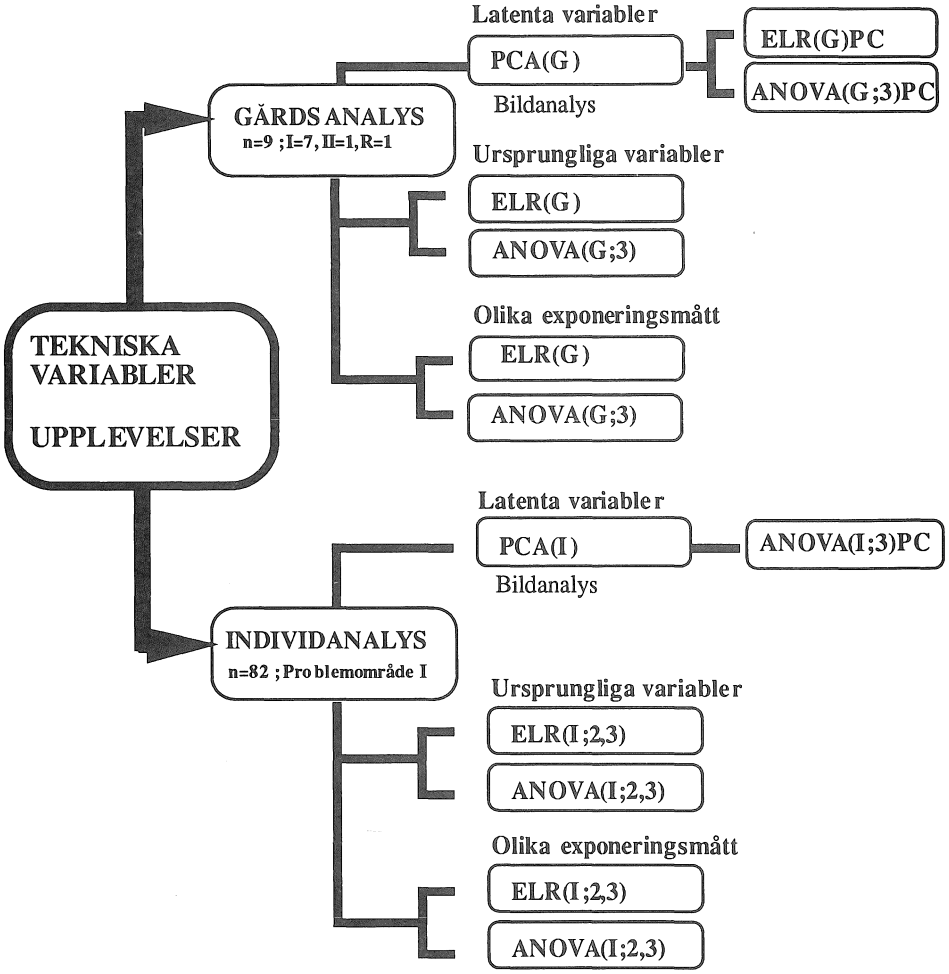
3.5 Strategi för genomförda sambandsanalyser

Sambandsanalyser har gjorts dels mellan olika tekniska variabler (kapitel 7), dels mellan tekniska variabler och de boendes upplevelser av boendemiljön (enkäter) och mellan tekniska mätresultat och skillnader i teknisk utformning av lägenheterna (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel, olika typ av ventilationssystem, olika golvmaterial m.m.) (kapitel 8). Sambandsanalyser mellan de boendes upplevelser och tekniska mätresultat har gjorts på gård- och individnivå. I gårdsanalysen har 9 gårdar använts; 7 gårdar i problemområde I (n=94-160 individer/gård), 1 gård i problemområde II (n=84 individer) och referensområdet i Sundbyberg (n=292 individer) som betraktas som en gård eftersom inga skillnader fanns inom området, vilket var fallet i problemområde I. Individanalysen har gjorts på 82 boende i problemområde I.

Samband har studerats dels med s.k mönsteranalys (Principal Component Analys, PCA) på både gårds- och individnivå. Förutom mönsteranalyserna har traditionella statistikmetoder använts för att studera samband mellan de ursprungliga tekniska variablerna och enkätresultat angående sjuka-hus symptom respektive skillnader i teknisk utformning av lägenheterna. Denna typ av analyser har främst varit en undersökning av endimensionella samband mellan olika ursprungliga variabler och resultat från enkätundersökningar. Härvid har olika metoder använts såsom enkel linjär regression (ELR), variansanalyser för olika gruppindelningar (ANOVA, students t-test) och slutligen icke parametriska test (Wilcoxon), se figur 3.1. I normalfallet har en signifikansnivå med $p \leq 0,05$ använts.

Gårdsanalysen genomfördes i ett antal steg. I ett första steg användes mönsteranalys för att om möjligt urskilja kritiska mönster som kunde associeras till miljöer med höga klagomålsfrekvenser respektive förekomst av kaseinhaltigt flytspackel. Nästa steg var att undersöka om de enskilda ämnena som ingick i olika mönster korrelerade med problemfrekvensen för de olika gårdarna. Därefter beräknades ett antal exponeringsmått med utgångspunkt från resultaten i mönsteranalysen. Ett additivt mått för de kritiska respektive icke kritiska ämnena samt ett konstellationsmått som utgjordes av den logaritmerade kvoten mellan de kritiska och icke kritiska ämnenas summakoncentration samt slutligen de kritiska och icke kritiska ämnenas koncentrationsandel av den totala halten flyktiga organiska ämnen (TVOC). De i gårdsanalysen erhållna exponeringsmåtten prövades även i individanalysen med avseende på symptomförekomst hos de enskilda individerna.

Principen för sambandsstudierna mellan symptom och tekniska variabler var att undersöka om samma typ av resultat kunde erhållas i gårds- och individanalysen. Det huvudsakliga arbetet med sambandsanalyserna har dock varit inriktat på mönsteranalys. Analyserna med de ursprungliga variablerna har egentligen haft som syfte att ge mönsteranalysen en innebörd. Påpekas bör dock att de senare analyserna inte tar hänsyn till eventuella interaktionseffekter mellan enskilda påverkande variabler vilket mönsteranalysen i viss mån gör. Analyserna gjordes med ett statistikpaket för Macintosh; SYSTAT, 5.2.



Figur 3.1 Översiktlig beskrivning av genomförda sambandsanalyser mellan upplevelser av inomhusmiljön (symptom), respektive skillnader i teknisk utformning (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel), och resultat från tekniska mätningar på gårds- och individnivå. Gårdsanalysen innefattade 9 gårdar varav 7 fanns i problemområde I, 1 gård i problemområde II och 1 gård i referensområdet. Individanalysen gjordes på 82 individer i problemområde I. På både gårds- och individnivån har en mönsteranalys (PCA) genomförts, (PCA(G)=PCA Gård, PCA(I) = PCA Individ). Med de latenta variabler som påverkande variabler och symptomfrekvensen som beroende variabler har enkel linjär regression (ELR) och variansanalyser (ANOVA) för olika gruppindelningar av gårdar genomförts i gårdsanalysen. I individanalysen gjordes en bildanalys av olika latenta variablerna med avseende på symptomförekomsten hos de enskilda individerna. Vidare har samband mellan enskilda ursprungliga variabler och klagomål undersökts på gårds- och individnivå med enkel linjär regression och variansanalys. Slutligen har samband mellan olika beräknade exponeringsmått och klagomål utförts på både gårds- och individnivå med enkel linjär regression och variansanalys.

4 OHÄLSA I BYGGNADER

4.1 Hälsa och välbefinnande

Enligt WHO är hälsa inte enbart frånvaro av sjukdom utan också ett fullständigt fysiskt, mentalt och socialt välbefinnande. Med detta hälsobegrepp innefattas därmed inte bara kliniskt diagnostiserbara sjukdomar utan även människans upplevelser av fysiska, psykiska och sociala faktorer och känsla av välbefinnande. Last (1983) har definierat hälsa som *¨a state characterized by anatomic integrity, ability to perform personally valued family, work, and community roles; ability to deal with physical, biologic, and social stress; a feeling of well-being; and freedom from the risk of disease and untimely death¨*. Begreppet hälsa kan därmed inte diskuteras enbart i termer av traditionella skadliga hälsoeffekter utan måste utökas och även innefatta begrepp som livskvalitet, välbefinnande, stressfaktorer och risker för död och ohälsa. Detta innebär att de problem som behandlar klagomål på inomhusmiljön faller inom ramen för det beskrivna hälsobegreppet.

Inom miljömedicin studeras olika faktorers påverkan på människan såväl i positiv som negativ riktning. Det miljömedicinska arbetet har som en uppgift att definiera faktorer som har betydelse för människans hälsa samt att mäta dem och beräkna exponeringen (dosen). I huvudsak handlar det om den fysiska miljön där fysikaliska, kemiska och biologiska miljöfaktorer utgör exponeringen. Förutom dessa faktorer finns troligen ett samspel mellan människans hälsa och välbefinnande och den sociala och psykologiska miljön. En hypotetisk modell för att förklara det komplicerade system som beskriver vad som påverkar den mänskliga hälsan innehåller därmed en fysisk, psykisk och social dimension.

De medicinska effekter som studeras inom miljömedicin sträcker sig från död och kronisk sjukdom till förändringar av fysiologiska funktioner och subjektivt upplevd olägenhet. Sådana medicinskt mindre allvarliga effekter kan ibland emellertid vara förstadier till utveckling av allvarligare sjukdomar (Rylander et al. 1991) och bör betraktas som varningssignaler (Berglund 1990).

För att uppfylla de ovan nämnda kriterierna för hälsa (i icke industriella miljöer) är den primära uppgiften att skydda känsliga grupper som sjuka, barn och gamla samt grupper med hög risk att utveckla ohälsa. Den andra uppgiften är att skydda hela populationen mot skadliga faktorer. I detta sammanhang kan nämnas att antalet överkänsliga individer eller individer med allergiska besvär verkar ha ökat under senare år, (Allergiutredningen 1989). En uppgift inom hälsoskyddet är därför att identifiera och karakterisera känsliga grupper och att uttrycka deras behov för att förbättra hälsoläget samt öka deras livskvalitet och välbefinnande.

4.2 Sjuka-hus syndromet

Med sjuka-hus syndromet (SBS) avses ett antal ospecifika symptom vilka tillsammans utgör ohälsan. Ingen enskild faktor har ännu kunnat visats vara orsak till SBS. Det finns heller ingen allmänt accepterad definition på en sjuk byggnad. Och frågan är om man kan tala om sjuka byggnader över huvud taget. Istället bör man med begreppet associera till de boende eller brukarna och att det därmed är deras hälsa eller ohälsa man avser. Ett försök till beskrivning av begreppet gjordes av Andersen (1975) där man beskrev fenomenet som en modern byggnad i vilken boende eller brukare uppvisar symptom liknande de som uppstår vid exponering av formaldehyd även om koncentrationen i de sjuka husen ligger långt under reaktionströskeln. Denna definition är än idag ändamålsenlig genom att den beskriver hälsoeffekterna på ett adekvat sätt.

Ytterligare ett försök till definition är att med sjuka hus menas byggnader där fler individer än normalt framför klagomål som kan hänföras till inomhusmiljön. Med detta förstås att det finns klagomål på inomhusklimatet i de flesta byggnader men dessa klagomål behöver nödvändigtvis inte vara byggnadsrelaterade och det är först när klagomålen överstiger en viss andel av populationen som man kan betrakta det som ett sjukt hus. Frågan uppstår då naturligtvis vad som är normalt. Det finns många förslag, nämnas kan Marbury (1991) som anger att sjuka-hus syndromet existerar vid en prevalens över 20 %. Ett problem i detta sammanhang är att olika referenser använder olika sjuklighetsindex som inte är direkt jämförbara.

Ett annat sätt att närma sig problemet är att skilja på byggnadsrelaterad sjukdom och sjuka-hus syndromet, (Marbury et al. 1991). Byggnadsrelaterad sjukdom orsakas av luftföroreningar som ger upphov till ett specifikt kliniskt syndrom. Exempel på identifierade byggnadsrelaterade sjukdomar är sjukhussjukan (infektion), legionärssjukan, befuktarfeber, och symptom från exponering av kemiska och biologiska substanser som koloxid, formaldehyd, endotoxiner eller mykotoxiner. Sjuka-hus syndromet karakteriseras istället av en ökad prevalens av vissa typiska icke specifika symptom. Inom sjuka-hus syndromet har därmed ingen enskild faktor kunnat identifieras som orsakar problemen. Denna uppdelning är inte helt problemfri. Exempelvis kan byggnadsrelaterad sjukdom och sjuka-hus syndromet existera samtidigt i en byggnad och därför i en utredning vara svåra att skilja åt. Dessutom kan symptombilden vara likartad i båda fallen. Detta framgår tydligt i den ovan beskrivna definitionen av sjuka-hus syndromet där symptomen påminner om dem som uppstår vid exponering för formaldehyd som är en byggnadsrelaterad sjukdom. Denna uppdelning innebär också att om en faktor kan visas vara ansvarig för olika typiska symptom inom sjuka-hus syndromet övergår fenomenet till att bli ett byggnadsrelaterad sjukdom eftersom symptomen därmed är specifika.

Järvholm (1993) å sin sida menar att begreppet SBS borde överges till förmån för en mer exakt terminologi. För det första är begreppet SBS mycket vagt definierat och innehåller ett antal symptom som antas vara relaterade till icke industriella miljöer. Men det är oklart hur många symptom som ska uppstå och om dessa verkligen ska associeras till byggnaden. Många använder begreppet utan någon kunskap om huruvida symptomen verkligen är kopplade till byggnaden. Ibland hävdas det att SBS är en multifaktoriell ohälsa. Men detta fenomen är inte specifikt för SBS eftersom de flesta sjukdomar har multifaktoriella orsaker, enligt Järvholm. Det verkar inte finnas några andra orsaker till SBS än att individer med symptom befinner sig i en byggnad vilket är en mycket vag information eftersom vi tillbringar mer än hälften av vår tid i byggnader. Vidare är medicinska diagnoser och syndrom oftast baserade på patologiska förändringar i olika organ och därmed finns etiologiska faktorer. SBS uppfyller inte något sådant kriterium. Ett alternativ till SBS framförs där resonemanget går ut på att om det kan visas att ohälsan är relaterad till en faktor så ska detta anges. Om den enda kunskapen är att vissa symptom finns i högre prevalenser än normalt så är detta det enda som ska anges utan att detta kopplas till någon byggnad, exempelvis "en hög prevalens av slemhinnesymptom och trötthet av okänd orsak".

Andra teorier har framförts som går ut på att den mänskliga kroppen har ett begränsat antal sätt att reagera på de olika former av miljöexponeringar som förekommer i inomhusmiljöer (eg. många olika ämnen i låga koncentrationer). Detta skulle kunna innebära en förklaring till varför symptomen i de flesta fall verkar vara ospecifika.

Istället för att försöka kvantifiera problemet och därmed studera frekvenser av klagomål mellan olika populationer och byggnader kan man betrakta fenomenet ur en kvalitativ synvinkel. Med det förstås att man studerar vilka typer av klagomål som är signifikanta för olika miljöer och därmed kan få fram klagomålsmönster som skiljer friska hus från sjuka eller klagomålsprofiler som skiljer olika typer av problem från varandra, exempelvis flytspackelproblem, ventilationsproblem, verksamhetsproblem, sociala eller psykologiska problem etc, (Andersson et al 1993). Ett försök till en sådan betraktelse görs i kapitel 10.

Människor i sjuka hus klagar på dålig inomhusluft (luftkvalitet) och rapporterar svårbestämbara icke specifika symptom som kan vara relaterade till inomhusluften. Problemen uppstår emellertid ofta i inomhusmiljöer där koncentrationerna av luftföroreningar ligger långt under de gränsvärden som finns för industriella miljöer. Symptomen är sensoriska till sin natur och kan därför benämnas sensoriska reaktioner.

De typiska icke specifika symptom som rapporteras i samband med sjuka-hus syndromet varierar mycket men brukar beskrivas som upplevelser av, (Akimenko et al. 1984):

- Irritation i näsa, ögon och mun
- Torrhet i slemhinnor och hud
- Hudrodnad
- Mental trötthet
- Svag men ihållande lukt

Klagomålen kan indelas i klagomål på miljöfaktorer (lukt, dålig luftkvalitet) och symptom som i sin tur kan indelas i allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom. Med allmänbesvär menas klagomål som huvudvärk, trötthet och koncentrationssvårigheter. I begreppet slemhinnesymptom innefattas klagomål som berör slemhinneirritationer i ögon, näsa, mun, och luftvägar. Hudsymptom slutligen behandlar olika klagomål främst i exponerad hud i ansikte och på händer.

Klagomålen som rapporteras i samband med sjuka-hus syndromet associeras ofta till luftföroreningar. Precis som vid luftföroreningar i utomhusluften kan ett antal hälsoeffekter orsakade av luftföroreningar i inomhusluften beskrivas. En sådan klassificering beskrivs av Samet (1993) där indelningen inkluderar olika kategorier av hälsoeffekter;

- Kliniskt bevisad sjukdom
- Ökad risk för sjukdom
- Fysiologisk försämring
- Symptomrespons
- Upplevelse av oacceptabel luftkvalitet
- Upplevelse av exponering för luftföroreningar

Kliniskt bevisad sjukdom är sådan ohälsa för vilken vanliga metoder för klinisk utvärdering kan visa att luftföroreningar i inomhusluften är en orsak. Som exempel nämns koloxidförgiftning, hypersensibel lunginflammation, befuktarfeber, legionär lunginflammation, katt- och kvalsterframkallad astma. När det gäller att klassificera ohälsa associerad till byggnader kan denna kategori hänföras till byggnadsrelaterad sjukdom, (Marbury 1991; American Thoracic Society 1990).

Ökad risk för sjukdom kan exemplifieras med cancerogena föroreningar i inomhusluften. Bevisen för sambandet mellan exponeringar av sådana föroreningar och ökad risk för cancer härrör från epidemiologiska studier, experimentella studier (under kort tid) på försökspersoner, djurförsök och in vitro toxikologiska undersökningar. Som exempel kan nämnas radon (lungcancer), tobaksrök (lungcancer och andra cancerformer i andningsorganen), benzen (leukemi), asbest (lungcancer), formaldehyd (nasal cancer).

Fysiologisk försämring kan uppstå på grund av exponering av luftföroreningar inomhus även om det inte nödvändigtvis måste leda till sjukdom. Till exempel kan barn som utsätts för tobaksrök få en något sämre lungtillväxt och därmed sämre lungkapacitet.

Symptomrespons kan exemplifieras med epidemiologiska studier där man har kopplat speciella luftföroreningar till flera olika symptom. Exempelvis tobaksrök som innebär ökad risk för andningssymptom hos barn. I vissa fall har man inom sjuka-hus syndromet funnit specifika luftföroreningar som orsakat symptom men i de flesta fall har man enbart funnit allmänna etiologiska faktorer som behandlar drift och underhåll, exempelvis olika material och installationssystem.

Upplevelse av oacceptabel luftkvalitet är inte detsamma som symptom orsakade av luftföroreningar. Upplevelsen av luftkvalitet beror eventuellt på flera faktorer såsom lukt, irritation, luftrörelser och temperatur. Upplevelse av dålig luftkvalitet kan innefattas i sjuka-hus syndromet eftersom den minskar välbefinnandet.

Upplevelse av exponeringar för luftföroreningar kan också betraktas som en negativ hälsoeffekt om upplevelsen minskar välbefinnandet. I detta fall antas att medvetenheten angående en eller flera exponeringar kan vara en utlösande faktor för somatiska besvär.

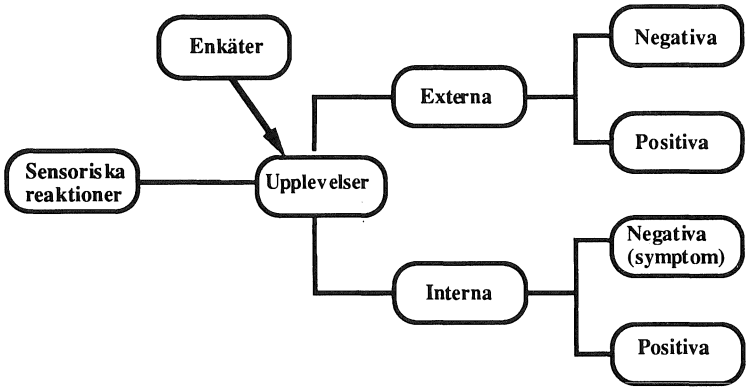
Av den ovan beskrivna klassificeringen av ohälsa orsakad av luftföroreningar framgår att det främst är de två sista klasserna (upplevelse av oacceptabel luftkvalitet och upplevelse av exponeringar för luftföroreningar) som ingår i begreppet sjuka-hus syndromet. Men signaler om denna form av ohälsa ska tolkas som varningssignaler för allvarligare sjukdom och därmed tas på allvar (Berglund 1992).

Begreppet symptom

Ett centralt begrepp inom hälsoområdet är symptom. En komplikation är dock att man i det svenska språket kan avse både upplevelser hos individen och objektivt konstaterbara somatiska förändringar. I det engelska språket existerar inte detta problem eftersom det finns två begrepp (eg. "symptoms and signs") där "symptoms" innebär kroppsliga förändringar som noteras av den drabbade individen och "signs" är förändringar som kan observeras av någon utomstående, oftast en läkare. Man kan härvid tänka sig tre olika situationer: (a) upplevelse av obehag och somatiskt konstaterad förändring, (b) ingen upplevelse av obehag men somatiskt konstaterad förändring (exempelvis högt blodtryck som ej uppfattas av individen), (c) upplevelse av obehag men ingen konstaterbar somatisk förändring. Det sista fallet kan bero på ej tillräckligt utvecklade diagnosmetoder för somatiska förändringar. Men man kan även spekulera i om en upplevelse måste vara kopplad till en kroppslig förändring. Inom sjuka-hus området behandlas främst upplevelser av obehag utan somatiskt konstaterade förändringar. Men även de andra två kombinationerna kan förekomma. Exempelvis i det fallet som individen klagar på irritationer i slemhinnor och olika objektiva metoder kan konstatera förändringar. I den fortsatta framställningen där enkätresultat behandlas är begreppet symptom synonymt med upplevelse.

4.3 Sensoriska reaktioner som grund för upplevelser

Sensoriska reaktioner är grunden för all vår kunskap (upplevelser) om den fysiska världen, (Berglund 1990). Eftersom det inom sjuka-hus problemet handlar om upplevelser av inomhusluft kan det vara ändamålsenligt att indela dessa i två klasser: externa och interna perceptioner. De båda typerna av upplevelser kan vara positiva eller negativa. De mest uppenbara är externa perceptioner (miljöfaktorer) som är kopplade till den omgivande miljön. Inom denna grupp finns negativa upplevelser av exempelvis drag, temperatur, dålig lukt, och positiva upplevelser som t ex frisk luft, angenäma dofter, m.m. Den andra klassen är interna perceptioner som sker i eller på kroppen och som i någon mening misstänkts vara kopplade till inomhusmiljön. Det kan här gälla negativa upplevelser (symptom) såsom huvudvärk, mental trötthet, upplevd ögonirritation, stickande eller brännande hud och rinnande eller tät näsa. Positiva interna upplevelser kan exemplifieras med att känna sig vaken och skärpt, figur 4.1.



Figur 4.1 Olika typer av stimuli kan ge upphov till sensoriska reaktioner som i sin tur tolkas av individen och blir till olika typer av upplevelser (Berglund 1990). Individens tolkning av sensoriska reaktioner kan dock påverkas av bakgrundsfaktorer, exempelvis psykologiska och sociala aspekter. Vid enkätundersökningar registreras upplevelser, inte sensoriska reaktioner.

Intresset för upplevelser orsakade av inomhusmiljön har hittills varit mest inriktat på negativa uplevelser (klagomål). Men av figur 4.1 framgår att syftet med en byggnad inte bara är att undvika negativa upplevelser utan att skapa förutsättningar för att boende och brukare ska erhålla positiva upplevelser. Det kan här gälla visuell upplevelse (arkitektonisk utformning) eller upplevelse av god luftkvalitet som påverkas av funktionen hos ventilationssystemet samt val av byggnadsmaterial och inredningsdetaljer (emissioner) m.m.

4.3.1 Olika typer av sensoriska system

Grunden för människans upplevelser av världen är olika typer av sensoriska perceptioner. Förutom de vanliga fem sinnena finns termisk, irritation, smärta och vibrationsperception.

- Visuell perception (syn)
- Auditiv perception (hörsel)
- Olfactorisk perception (lukt)
- Gustatorisk perception (smak)
- Taktil perception (känsel)
- Termisk perception (värme, kyla)
- Irritations-perception
- Smärt-perception
- Vibrations-perception

Perception är organismens medel för att upprätthålla kontakt med inre och yttre skeenden, såsom omgivningen, organismens inre tillstånd samt den egna kroppställningen och rörelser. En organisms överlevnad är inte enbart beroende av dess strukturer och biologiska processer utan till stor del på dess förmåga att upprätthålla kontakt med yttre och inre skeenden. Överföring av sådana skeenden sker genom att (a) elektromagnetiska, (b) mekaniska, (c) kemiska förändringar påverkar sensoriska celler (receptorer) som utgör de fundamentala delarna i människans sensoriska system. Sådana receptorer finns på och i vår kropp och kan exemplifieras med känselkroppar för smak och taktil perception och öppna nervändar med s k kemiska perceptorer för lukt och irritation från stimulering av ögats slemhinna. Receptorerna är oftast anpassade för att uppfatta energiförändringar (Ross 1969). Den perceptuella processen omfattar (a) mottagandet av energiförändringar, (b) omvandling av energiförändringar till elektriska impulser och (c) omkodning av elektriska impulser så att informationen angående olika typer av skeenden bevaras. Receptorerna reagerar genom att sända en elektrisk impuls längs en sensorisk nerv till en sensorisk nervcell som i sin tur överför impulser från receptorn till det centrala nervsystemet och den sensoriska hjärnbarken (sensory cortex). I den sensoriska hjärnbarken (celebrala cortex), som är en del av hjärnan, tas information emot från olika sensoriska receptorer i olika delar av kroppen. Med denna information som grund bildas upplevelser i vårt medvetande.

De olika stimuli som uppfattas av det sensoriska systemet varierar inom vida gränser. Sådana förändringar inträffar över såväl tid som rum och bildar mönster och gradienter av stimulusenergi. Det verkar också som om det sensoriska systemet främst reagerar på förändringar i stimulering. I vissa fall försätts olika sensoriska system ur funktion om stimuleringen är helt statisk.

Sinnet för irritationsperception (eg. "common chemical sense") inkluderas både av perceptorer (nervändar) i ansiktshuden och i slemhinnor i ögon, näsa och mun samt av nerver i andra huddelar (Cain 1989). Dessa receptorer är polymodala vilket innebär att de kan reagera på olika typer av stimuli. Receptorerna förmodas att reagera på miljökemikalier enligt en kemisk reaktion eller en fysisk adsorption till receptorernas proteiner.

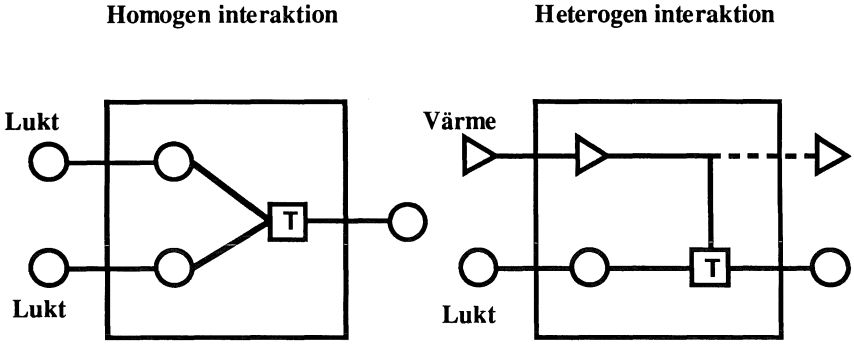
WHO har uttryckt vikten av att betrakta sensoriska reaktioner som negativa hälsoeffekter när det gäller t ex formaldehydexponeringar i inomhusluften. Detta kan tolkas som att sensoriska effekter ska tas på allvar och eftersom vissa symptom inom sjuka-hus syndromet påminner om dem som uppstår i samband med formaldehydexponering bör dessa också rimligtvis beaktas när det gäller hälsoeffekter bland brukare och boende i icke industriella miljöer.

4.3.2 Sensoriska interaktioner

Om orsaken till sjuka-hus syndromet vore en enskild faktor borde sannolikheten vara ganska hög att vi efter cirka 20 års intensiv forskning hade funnit lösningen på problemet. I och för sig har flera enskilda faktorer (formaldehyd, radon, mögel m.m.) befunnits ha betydelse för hälsan men dessa faktorer kan troligen hänföras till byggnadsrelaterad sjukdom enligt föregående definition och de har inte visat sig vara en generell lösning på sjuka-hus problematiken. Om man utgår från hypotesen att det inte är fråga om en enskild faktor som är orsak till att individer utvecklar sjuka-hus syndromet måste hypotesen ändras. Den första uppenbara teorin blir då att någon form av sensorisk interaktion sker (Berglund 1990). Detta innebär att flera fysiska-kemiska faktorer är mer potenta tillsammans än var för sig. Teoretiska interaktionsmodeller finns framtagna men de praktiska konsekvenserna av deras funktion är mycket komplicerade. Dessutom finns mycket lite empiriska data tillgängliga med avseende på interaktionseffekter i allmänhet. För människans sensoriska system kan man dock urskilja två typer av interaktioner (Berglund 1990);

- Homogena perceptuella interaktioner
- Heterogena perceptuella interaktioner

När en homogen perceptuell interaktion uppstår på grund av exponering av en blandning av två stimuli (exempelvis två luktande ämnen) uppstår en ny upplevelse som upplevs som en entitet. Vid en heterogen perceptuell interaktion orsakad av en blandning av två stimuli (exempelvis lukt och värme) kommer de två ensklida komponenterna att upplevas, inte som enda upplevelse utan som separata upplevelser på samma gång. Men de kan upplevas annorlunda jämfört med om de presenteras var för sig. Figur 4.2 visar en schematisk illustration av de två olika typerna av perceptuell interaktion.



Figur 4.2 Schematisk presentation av homogen och heterogen perceptuell interaktion. (T symboliserar interaktionsprocessen) (Berglund 1990).

Den upplevda luktintensiteten från en blandning av två lika luktande komponenter är ungefär 1.3 gånger luktintensiteten från en enskild komponent. Men i fallet när en av komponenterna avger en mycket starkare lukt än den andra kommer den upplevda lukten av blandingen att vara ungefär densamma som för den starkast luktande. Denna form av luktinteraktion följer i princip en vektorsumma-modell (Berglund 1976). Empiriska data visar vidare att desto fler luktande ämnen som blandas desto mer kommer den upplevda luktintensiteten att påminna om den enskilt starkast luktande komponenten (Berglund 1990). Därför kan man förvänta sig att luktproblem uppstår när luftblandningen innehåller ett fåtal luktande ämnen eller när luften innehåller en starkt luktande substans. Man kan även förvänta sig luktsensationer när enskilda luktande ämnen tas bort från en blandning vilket indikerar att vår perceptuella förmåga snarare känner av förändringar än absoluta koncentrationer.

4.3.3 Adaption

Förutom interaktionsfenomen är det känt att även adaptioner kan ske vid sensoriska processer. Sådan sensorisk adaption sker exempelvis vid luktsensationer genom att luktintensiteten avtar vid konstant exponering över tiden. Men vid varaktiga exponeringar vid koncentrationer nära lukttröskeln sker inte denna adaption utan en ökad luktsensation kan snarare upplevas (Ahlström et al. 1986). När det gäller irritationer är emellertid effekten den omvända (Cain 1986). I detta fall underlättas snarare effekten vid varaktig exponering. Detta innebär att eftersom luftföroreningar i inomhusmiljön (i icke industriella miljöer) ofta består av komplexa blandningar som innehåller luktande och irriterande ämnen i låga koncentrationer (nära effekttröskeln) kommer både lukt- och irritationsupplevelser att underlättas snarare än att adapteras.

4.3.4 Multisensoriska perceptioner

Det har i många undersökningar visats att upplevd luftkvalitet innehåller perceptioner av flera slag (Berglund 1986; Berglund 1992 A; Samet 1991) såsom lukt, kemisk perception (retningar, smärta), termisk upplevelse, smak och sensibel perception (beröring, tryck). Eventuellt kan även visuell och akustisk perception var involverad i skapandet av upplevelsen (Berglund 1992 B). Tillsammans kan dessa sensoriska reaktioner resultera i en upplevelse som ofta uttrycks som dålig luftkvalitet. Det kan också resultera i symptom (irriterade slemhinnor, tät eller rinnande näsa m.m.) för vilka orsaken verkar vara omöjlig att identifiera. Effekterna på människan inom sjuka-hus syndromet (upplevelse av dålig luftkvalitet och symptom) kan därmed betraktas som multisensoriska till sin natur. Detta innebär att flera sensoriska system är inblandade i medieringen av upplevelsen som dock ofta utgörs av en enda upplevelse. Till exempel så kan upplevelse av torra slemhinnor eller torrhet i allmänhet (vilket är ett vanligt förekommande klagomål inom sjuka-hus syndromet) vara relaterad till låg relativ fuktighet, värmeexponering och kemiska föroreningar i inomhusluften. Ett annat exempel är ögonirritationer vilka kan vara orsakade av kemikalier, drag, damm, torr och varm luft eller ljus.

Multifaktoriella dos- och responsfaktorer

Eftersom exponeringen i normala icke industriella miljöer utgörs av en mängd olika typer av föroreningar (VOC, partiklar, m.m) och fysikaliska faktorer (värme, relativ fuktighet m.m) samt eventuellt även psykologiska och sociala faktorer kan "exponeringen" betraktas som multifaktoriell. Med hänsyn till tidigare resonemang angående multifaktoriella perceptioner kan man konstatera att sjuka-hus problemet utgörs av multifaktoriella faktorer både på dos- och responssidan. Detta innebär att forskningsuppgiften blir att studera ett multi till multi samband (Berglund 1990) vilket naturligtvis komplicerar arbetet.

4.3.5 Lukt och irritationer

Lukt

Det sensoriska receptorerna för lukt finns på en liten yta i näshålan. Fanger (1992) anger att luktsinnet är känsligt för omkring 500 000 olika ämnen. Det finns inget som tyder på att lukt i sig själv leder till sjukdom men om luktupplevelsen minskar välbefinnandet är det ändå en faktor att ta hänsyn till inom ramen för ett utvidgat hälsobegrepp enligt tidigare definition enligt WHO. I många fall har lukt kunnat detekteras på ppb-nivå men den absoluta detektionsgränsen för sensoriska stimuli varierar mycket mellan olika kemiska substanser (Berglund 1990). Detta innebär att det är svårt att jämföra koncentrationer för olika ämnen med avseende på lukt. Dessutom är de flesta detektionsstudier gjorda på enskilda ämnen och inte komplexa gaser som är det som förekommer i inomhusmiljön. Med luktröskel menas i regel att minst hälften av en population (försöksgrupp) ska upp-

fatta lukten (ED_{50}). Många luktande ämnen är också irritanter men då oftast i högre koncentrationer. Mycket tyder på att uppgifter från individer med avseende på luktupplevelser ska ses som ett resultat från både lukt och irritationsfenomen. Beräkningar av lukttrösklar för olika enskilda kemiska ämnen finns i Fazzalari (1978), Gemert och Nettenbreijjer (1977) och WHO (1989 A, B). Tyvärr påverkas resultaten av metodologiska faktorer vilket gör uppgifterna osäkra. Det förekommer också stora variationer mellan olika litteraturuppgifter. Berglund (1990) anger att upp till 90 % av identifierade ämnen (VOC) kan vara luktande. Enligt WHO (1989 B) rekommenderas det att i icke industriella miljöer ska det inte finnas oönskade lukter i koncentrationer som överstiger detektionströskeln ED_{50}.

Fanger (1992) har introducerat två luktbegrepp för karakterisering av luftkvalitet; Olf och Decipol. Med en olf (från latinets "Olfactus") avses emissionen av luftföroreningar från en standardperson. Med en standardperson menas en vuxen människa som arbetar på ett kontor eller liknande arbetsplats, sittande och i termisk komfort. En decipol (pol från latinets "pollutio"=förorening) är den förorening som orsakas av en standardperson (1 olf) ventilerad med 10 l/s ren luft (Fanger 1988). Metodiken går ut på att en tränad panel bedömer inomhusluft eller lukt från material utifrån decipolbegreppet och därmed jämför med emissionen av föroreningar från en människa. Det bör påpekas att decipolnivån uttrycker hur luften upplevs av människor och inte huruvida luftföroreningarna ska betraktas om en hälsorisk eller ej.

Irritationer

Sensoriska reaktioner i exponerad vävnad (främst slemhinnor i ögon, näsa, övre och nedre luftvägar och hud) som upplevs som varm, kall, stickande, kliande, svidande, retande och som kan öka till en smärtsam och brännande känsla med exempelvis tårflöde eller rinnande näsa brukar benämnas irritationer. Den biologiska kunskapen angående irritationer ligger emellertid långt efter kunskapen angående koncentrationer av exponeringar i inomhusluften. Upplevelsen kan ofta beskrivas som en svag akut eller subakut inflammationsliknande reaktion i exponerad vävnad. Teorin är att exempelvis kemikalier aktiverar fria nervändar (receptorer) i exempelvis en slemhinna. Interaktionen mellan den sensoriska irritantreceptorn och substansen som kan aktivera receptorn kan orsakas antingen av fysisk adsorption på receptorn eller genom en kemisk reaktion med receptorn.

Aktivering av det sensoriska systemet i samband med irritationer leder ofta till två effekter (Nielsen 1988);

- En upplevelse av irritation (stickande, svidande, retande känsla etc)
- En skyddande reflex (tårflöde, förändrad andning, hosta etc)

Enligt tidigare resonemang är inflammationer kända som akuta eller subakuta reaktioner vilka förmodas aktiveras av kemiska mediatorer från den exponerade vävnaden. De flesta av dessa mediatorer är själva kända som irritanter och förmodligen stimuleras sensorer i vävnaden och orsakar en sekundär upplevelse av exponeringen.

Om exponeringen ökar i intensitet eller varaktighet över nivån för komfort eller säkerhet kommer kroppen eventuellt att reagera med att initiera skyddande reflexer eller mekanismer. Dessa reflexer aktiveras eventuellt endera av kemiska mediatorer eller genom sensorisk upplevelse och nervsignaler. Exempel är rinnande näsa eller ögon, hosta, förändring av andningsmönster, ökat slemhinnesekret, ökat blodflöde i exponerade hudområden.

En viktig fråga är huruvida en irritation i exempelvis ögat är (a) en irritation som leder till inflammation eller (b) en inflammtion som leder till en irritation eller (c) en process som pågår simultant i båda riktningarna (Kjœrgaard 1992).

I normala fall är det luktande ämnen som dominerar i inomhusluften vilket innebär att irritationströskeln är högre för irritanter än för luktande ämnen (Berglund 1990; 1992; 1993). Mycket talar dock för att upplevelsen av lukt kan vara en kombinerad sinnesförnimmelse av både lukt och irritanter. Flera av föroreningarna kan också vara potentiella irritanter i högre koncentrationer. Det är också möjligt att flera sådana potentiella irritanter tillsammans kan interagera och utgöra en orsak till irritationer även om koncentrationerna är låga. WHO (1989b) anger att sensoriska irritanter inte ska förekomma över detektionströskeln ED_{10}.

4.3.6 Överkänslighet

Överkänslighet är ett övergripande begrepp för onormalt förhöjd känslighet, i ett eller flera organ eller cellsystem, för exponeringar av stimuli i låga koncentrationer vilket inte leder till effekter hos individer som inte har sådan överkänslighet. Det finns tre olika grupper av överkänslighet:

- Allergi
- Specifik kemisk överkänslighet
- Ospecifik överkänslighet

Allergi är en specifik immunologisk överkänslighet som utgörs av en förändrad funktion i organismens immunologiska försvarsmekanism. Vid en allergisk reaktion bildas antikroppar som är mätbara i allergikerns blod. Exempel på allergener som utlöser allergiska reaktioner är utomhus: pollen, alger, insekter, djur, och inomhus: kvalster, mögel och husdjur. De allergiska symptomen kan i många fall påminna om besvär som innefattas i sjuka-hus begreppet men är i det förra fallet specifika och i det senare fallet icke specifika.

Specifik kemisk överkänslighet definieras som överkänslighetssymptom som uppstår vid en provokation av ett definierat kemiskt ämne i en icke toxisk koncentration (dos).

Ospecifik överkänslighet är ett tillstånd av överirritabilitet genom en förändrad funktion i celler och organ som yttrar sig som starka reaktioner på grund av olika sorters stimuli (irritanter). Här innefattas två komponenter: (1) reaktioner vid mycket låga exponeringskoncentrationer, (2) onormalt kraftig respons till exponeringen.

Av denna indelning framgår att både allergi och specifik kemisk överkänslighet inte kan hänföras till sjuka-hus syndromet. Inte heller ospecifik överkänslighet karakteriserar sjuka-hus syndromet även om denna grupp ligger närmare än de två övriga.

4.3.7 Samband mellan sensoriska reaktioner och upplevelser

Sensoriska reaktioner hos människan studeras enklast med hjälp av intervjuer där individer redogör för sina upplevelser. Denna metod är också den absolut vanligaste när det gäller epidemiologiska studier (även vissa exprimentella studier (Fanger 1992; Mølhave 1992) inom sjuka-hus området där enkäter med olika utformning används för att kartlägga upplevelser som åtminstone misstänks orsakas av exponeringar i byggnader (inomhusmiljön). Problemet är dock att vi på detta sätt inte mäter sensoriska reaktioner, som ju vore det mest relevanta, utan upplevelser, som i och för sig också är relevant eftersom det ytterst handlar om ett hälsoproblem där människor upplever obehag i olika former. Men genom att studera upplevelser erhålls inte den objektivitet som ofta eftersträvas i vetenskapliga sammanhang. Och vi har inte någon fullständig kunskap om vad som ligger till grund för en uppfattning i vårt medvetande. Därmed kommer vi in på en mycket central problemställning inom sjuka-hus området som gäller tolkningen av upplevelser, nämligen, hur ser relationen ut mellan den mentala och den fysiska världen, eller som Århem (1993) uttrycker det *"Hur uppstår det mentala ur det neurala - om det nu gör det?"*. Det är naturligtvis av största vikt att vi kan förstå vad som är orsak till upplevelser så att rätt slutsatser kan dras för det vidare arbetet med att exempelvis formulera krav på den fysiska miljön för att undvika den typ av negativa sensoriska reaktioner som ligger till grund för SBS.

Frågeställningen gäller alltså hur den kausala kopplingen ser ut mellan mentala, neurala och fysiska händelser. Till att börja med kan vi konstatera att det ännu inte finns någon lösning på kärnfrågan hur medvetandet i detalj är relaterat till nervcellernas aktivitet i hjärnan och därmed den fysiska världen. En extrem syn är att betrakta mentala händelser som biprodukter av fysiologiska processer i hjärnans aktivitet (Popper 1977). En annan extrem uppfattning är att det existerar en parallellism som betraktar mentala händelser, inte som kausala men som vägledda av fysiska händelser (Boring 1929). Århem (1993) beskriver tre vägar för att lösa medvetandeproblemet; (a) Denna teori bygger på informationsteori/datorteknologi och antar att hjärnan är en dator och att medvetandeprocessen är en form av algoritmiska processer (steg-för-steg-beskrivbara processer). (b) En annan väg bygger på kvantmekaniken där förhoppningen är att i lösningen av kvantmekanikens problem finna lösningen på medvetandeproblemet; att finna icke-algoritmiska processer i fysiken som är av samma typ som medvetandeprocesser. (c) Slutligen finns en biologisk/evolutionsteoretisk väg. Den bygger på att evolutionsteorin spelar en huvudroll för att förstå uppkomsten av ett medvetande. Utgångspunkten för ett biologiskt resonemang om medvetandet är tesen att medvetandet är en evolutionär produkt som har selekterats fram under evolutionsprocessen och att det därmed är en evolutionsfaktor. Denna teori företräds av exempelvis Karl Popper (1977).

Århem (1975) ansluter sig till den sista teorin vilket bl a innebär att det eventuellt sker en växelverkan mellan den mentala och den fysiska världen. De flesta neurofysiologer verkar också vara överens om att uppfattningar om den fysiska världen i vårt medvetande inte är heltäckande och en exakt kopia av den fysiska världen. Eller som Mountcastle (1975) uttrycker det; *"Each of us believes himself to live directly within the world that surrounds him, to sense its objects and events precisely, to live in real and current time. I assert that these are perceptual illusions, for each of us confronts the world from a brain linked to what is "out there" by a few million fragile sensory nerve fibers. These are our only information channels, our lifelines to reality. These sensory nerve fibers are not high-fidelity recorders, for they accentuate certain stimulus features, neglect others. The central neuron is a story-teller with regard to the afferent nerve fibers; and is never completely trustworthy allowing distortions of quality and measure within a strained but isomorphic spatial relation between "outside" and "inside". Sensations is an abstraction not a replication of the real world"*.

Upplevelser och komfortaspekter är grunden för klimatkontroll. De inkluderar ett komplext system av termiska, luftkvalitativa (lukt, smak, kemiskt sensoriskt system) visuella och ljudmässiga sinnesförnimmelser (sensoriska reaktioner). Dessa reaktioner är enligt tidigare resonemang en integration av komplexa miljöexponeringar (Berglund 1992). Det sensoriska systemet utgör således mätenheter för miljöbelastningar och torde vara det mest relevanta sätt att kvantifiera problemet. Den filosofiska ståndpunkten angående kopplingen mellan fysiska och mentala händelser är därför viktig för att vi ska förstå problematiken och för hur vi formulerar och kontrollerar sensoriska kriterier.

4.3.7.1 Tolkning av resultat från enkätundersökningar

En central frågeställning vid enkätundersökningar är: Vad är det vi mäter? Till att börja med kan man skönja två olika typer av undersökningar: (a) studie av fysiska och psykologiska variabler, (b) uppskattning av risken för att en händelse (klagomål, ohälsa) ska uppkomma (Berglund 1992). När det gäller epidemiologiska undersökningar fokuseras dessa ofta på riskuppskattningar.

Traditionella epidemiologiska studier kan ha till syfte att undersöka prevalens och incidens. Prevalens innebär oftast antalet individer med sjukdom i relation till den totala populationen vid en viss tidpunkt. Med incidens menar man förändringar av populationens prevalens. Incidensmätningar måste därmed ske vid flera tillfällen.

När det gäller enkätundersökningar angående individers uppfattning om inomhusklimatet torde det inte vara helt klart vad som egentligen mäts (Berglund 1992). Frekvensen av individer som upplever vissa specifika symptom anges ofta och förutsätts därmed vara ett kvantitativt mått på effekten (av en miljöfaktor). Frågan är då om detta är ett relevant sätt att kvantifiera problemet och om man på detta sätt kan erhålla någon form av sjukahus index för jämförelser av upplevelser mellan olika populationer (exempelvis mellan friska och sjuka hus) vilket ofta är det man faktiskt använder resultat från enkätundersökningar till. Förutsättningen för att detta ska gälla är bl a att de svarande individerna både definierar varje symptom lika och använder identiska kriterier för att ange ett symptom. Om inte dessa förutsättningar uppfylls är det oklart vad resultatet blir av en enkätundersökning. I värsta fall erhålls enbart en rangordning av problemen eller också kan resultat från olika undersökningar inte jämföras alls. Undersökningar av upplevelser (sensoriska effekter) i form av epidemiologiska studier görs oftast med individer som är stadigvarande exponerade för miljöfaktorer i inomhusmiljön. Denna omständighet begränsar alltid generaliseringen av resultaten. Responsen från de svarande kan vara beroende av exponeringen i sig själv, vilket innebär att exponeringen egentligen inte ger upphov till sensoriska reaktioner utan det är upplevelsen som skapar problem för individen. Det kan också finnas skillnader i attityder mellan exponerade och icke exponerade individer. På samma sätt kan responskriterier skilja sig åt för olika populationer utsatta för olika grader av exponeringar.

Klagomål med avseende på upplevelser är per definition psykologiska fenomen. För det första innehåller de en mental process (se tidigare resonemang) som gör tolkningen komplicerad. För det andra, om obehag och diskomfort tros starta med en upplevelse kan man betrakta denna upplevelse som en exponering (dos) på vilken individen reagerar med kognitiva och emotionella processer. För det tredje, obehag och diskomfort är också relaterade till ilska och frustration liksom till känslan av begränsningar av territorium och kontroll. Att inte bli tagen på allvar när man försöker förklara sina problem för andra människor torde vara en vanlig orsak till ilska och frustration.

En annan faktor som kan påverka människors upplevelser är förväntningar. Detta innebär att en förändring (intervention) kan ge en positiv effekt oavsett om de fysiska omständigheterna blir bättre eller sämre eller förändras alls. Sådana effekter kan uppstå vid interventionsstudier. De kan även uppstå vid åtgärder i sjuka hus där enbart åtgärden som sådan ger en positiv effekt utan att man med säkerhet kan veta att orsaken till de tidigare problemen verkligen har undanröjts. Efter viss tid brukar dock problemen öka igen vid sådana fenomen.

Med denna översiktliga genomgång framgår det att resultat från enkätundersökningar inte behöver vara helt entydiga och att jämförelser mellan olika populationer kan vara osäkra. Enkätresultat bör därför tolkas med viss försiktighet.

4.3.7.2 Olika SBS-index

Vid redovisningar av resultat från enkätundersökningar inom SBS används i många fall olika sjuklighetsindex. Syftet med sådana index är främst att reducera antalet symptom och därmed erhålla ett kvantitativt värde för SBS för att göra jämförelser mellan olika populationer/byggnader. Många olika förslag till SBS-index har framförts av olika forskare men vanligtvis har någon korsvalidering ej genomförts. Tester av enkäter och index avser främst reliabilitet och validitet. Med reliabilitet avses förenklat uttryckt hur väl man mäter det som mäts. Reliabiliteten uttrycks ofta som en reliabilitetskoefficient. Det finns ett antal metoder för denna typ av test. En sådan är den s k "test-retest"-metoden som innebär att samma mätinstrument (exempelvis enkät) används vid två olika tillfällen på samma population. Med validitet avses hur väl man mäter vad som avses att mätas. Härvid kan man skilja på empirisk och teoretisk validitet. Empirisk validitet definieras som graden av överensstämmelse mellan en mätning (exempelvis enkät) och någon annan observerbar mätning. Ett exempel är ögonirritationer som rapporteras i en enkätundersökning och som samtidigt kan diagnostiseras på klinisk väg (se kapitel 4.4). Teoretisk validitet kan sägas vara korrelationen mellan en observerbar variabel (exempelvis symptomfrekvens) och en teoretiskt beräknad variabel. En förutsättning för god validitet är hög reliabilitet. Men hög reliabilitet innebär inte automatiskt att validiteten är god. Av denna översiktliga genomgång framgår att reliabiliteten för en enkät är möjlig och relativt enkel att kvantifiera medan validiteten är mer komplicerad att fastställa. Framförallt därför att många av de symptom som rapporteras inom SBS är icke specifika och ofta inte kan diagnostiseras med traditionella kliniska metoder.

Burge (et al 1987) beräknade ett "Building Symptom Index" (BSI) för kontorsarbetare utifrån en enkät med 10 symptom (eg. "dryness of the eyes, blocked or stuffy nose, a dry throat, lethargy and/or tiredness, headache, itching or watering of the eyes, runny nose, flu-like illness, difficulty in breathing, feeling of chest tightness"). Individerna fick ange om de hade symptom mer än två gånger under de senaste 12 månaderna (ja/nej) och om symptomen var arbetsrelaterade (ja/nej). Sjuklighetsindexet (BSI) beräknades som

medelvärdet för antalet arbetsrelaterade symptom per individ. Detta index uppvisade en god reliabilitet (r=0,96) vid tester på stratifierade populationer med 1-2 års mellanrum (Burge et al 1990). I en senare studie visade Burge (et al 1993) att de tio symptomen kunde reduceras till fem (de fem första i ovan redovisade uppräkning) med minimal förlust av information. Orsaken till detta var förmodligen att många symptom var internt korrelerade. Även med ett reducerat antal symptom i enkäten kunde ett BSI-index beräknas enligt författarna.

Jaakkola (et al 1989) beräknade ett "SBS score" (0-6) för kontorsarbetare (n=968) utifrån sex föreslagna SBS-komponenter ("nasal, eye, and mucous membrane, lethargy, skin symptoms, headache") (Finnegan et al 1984). Individerna fick ange om de hade haft symptom under de senaste sju dagarna och om symptomen uppstod i bostaden, på arbetsplatsen eller på båda platserna. Förekomsten av ett symptom på arbetsplatsen respektive både på arbetsplatsen och i bostaden gav ett poäng till respektive komponent. Detta index har använts i ett flertal studier (Jaakkola et al 1990; et al 1991; et al 1993; Reinikainen et al 1991).

Skov (et al 1989) använde en enkät med 13 symptom (eg. "øjenirritation, næseirritation, stopped/løbende næse, halsirritation, ondt i halsen, tør hud, hududslæt, tunghedsfornemmelse i hovodet/hovedpine, træthed, utilpas, irritabel, koncentrationsbesvær"). Definitionen på en person med symptom var att individen skulle ha haft symptomet minst två gånger i veckan och att det var arbetsplatsrelaterat. Utifrån dessa 13 enskilda symptom beräknades fyra olika index: slemhinneirritationer ("irritation af øjne, næse, og/eller svælg"), hudsymptom ("tør hud og/eller hududslæt"), allmännsymptom ("tunghedsfornemmelse i hovodet, hovedpine, træthed og/eller utilpashed") och irritabilitet ("irritabilitet og/eller koncentrationsbesvær"). Något SBS-index som innefattade alla symptom i enkäten användes ej i denna studie.

Norbäck (1990) utgick ifrån en enkät med 16 symptom i en arbetsplatsstudie. Individerna fick ange om de hade haft symptom de senaste sex månaderna (ja/nej). Det fanns ingen fråga angående kopplingen till arbetsplatsen. Ett index beräknades som medelvärdet för antalet symptom per individ ("symptom score ranging" [0-16]) på 11 olika arbetsplatser. Ett liknande SBS-index användes av Hedge (et al 1993) där man utgick från 15 arbetsrelaterade symptom. Ett symptom definierades som arbetsrelaterat om det försvann när individen ej var på arbetsplatsen. Antalet arbetsplatsrelaterade symptom per individ beräknades, "Building Sickness Score" (BSS).

Alderfer (et al 1993) använde en enkät med åtta symptom (NIOSH 1991) i en kontorsstudie i Toledo, Ohio, USA. Individerna fick ange frekvensen av olika arbetsrelaterade symptom under det senaste året (alternativ: "never, rarely, sometimes, often, always"). En individ med minst ett icke specifikt symptom (eg. "headache, sleepiness or fatigue") och minst två irritativa symptom (eg. "runny nose, stuffy nose, dry eyes, burning eyes or

dry throat"), (alla symptom upplevda "often" eller "always" under det senaste året) definierades som en individ med sjuka-hus symptom, (eg. BRS), (Building-Related Symptoms).

I en studie av ett bibliotek med sjuka-hus problem användes en annan typ av enkäter (Lundin 1991, Berglund et al 1990 B; Baird et al 1994) än de tidigare redovisade. I detta fall fick individerna (personal, n=68) besvara frågor angående upplevelser av problem i ögon, övre luftvägar och hudsymptom i ansikte. Enkäterna besvarades två gånger per dag (eg. förmiddag och eftermiddag) en gång i veckan under 33 veckor. En skillnad mot tidigare redovisade enkäter var att individerna fick redogöra för sina upplevelser (perceptioner) vid mättillfället (eg. "just nu"). En annan skillnad var att enkäten var förtryckt med ett antal deskriptorer ("descriptors") för att beskriva upplevelsen (67 deskriptorer för ögon och 76 för övre luftvägar och 61 för hudsymptom i ansikte) där de enskilda individerna skulle välja vilka deskriptorer som bäst beskrev deras perceptioner med avseende på olika symptom. Med resultat från dessa enkätundersökningar genomfördes olika typer av mönsteranalyser (eg. Cluster Analys, Principal Component Analys) som bl a resulterade i att tre grupper av personal kunde identifieras. En grupp som var känslig för byggnaden och som förmodades vara SBS-personer. En mindre känslig grupp vilkas upplevelser tenderade att vara negativa men där de erhållna deskriptorerna förmodades att inte vara relaterade till byggnaden och slutligen en grupp vars perceptioner var neutrala eller positiva. I detta fall utgjorde därmed olika mönster av deskriptorer olika index för SBS.

4.4 Objektiva metoder för mätning av irritationer i ögats och näsans slemhinna

Sensoriska irritationer i slemhinnor i ögon och näsa är viktiga symptom i samband med sjuka-hus syndromet. Men sådana reaktioner som rapporteras genom enkäter är inte oberoende av den som uttrycker dem, (se tidigare resonemang kap 4.3.7). Enkätresultat måste därför betraktas som subjektiva mätningar. För att förstå olika patafysiologiska fenomen som leder till negativa effekter såsom tårflöde och irritationer vid exponering av inomhusluft och för att förstå konsekvenserna av sensoriska reaktioner finns det ett behov av objektiva mätmetoder med avseende på fysiologiska parametrar (Kjœrgaard 1992). Av den nedan översiktliga genomgången framgår det att det finns mätmetoder som i viss mening kan betraktas som objektiva när det gäller att mäta iritationsfenomen i ögats och näsans slemhinna.

4.4.1 Metoder för mätningar av ögonirritationer

Kjœrgaard och kollegor arbetar med ett antal mätmetoder för utvärdering av irritationer i ögat. Sådana metoder har använts främst i experimentella studier men även i epidemiologiska undersökningar. Metoderna har utvecklats för att studera (a) inflammatoriska responser och (b) mätning av ytfenomen och skyddande funktioner i ögat. Följande metoder beskrivs av Kjœrgaard (1992; 1989);

Inflammatoriska responser

- Eye-rednes (REDNESS)
- Conjuntival cytology

Ytfenomen och skyddande funktioner i ögat

- Tear film stability "break up time" (BUT)
- Foam formation (FOAM)
- Lipid layer thickness (LLT)
- Epithelium damage (ED)

REDNESS. Ögats rödhet kan utvärderas med fotografisk teknik före och efter en exponering av ett stimuli (Kjœrgaard et al. 1989; Kjærgaard 1989; Kjœrgaard et al. 1990). Ögat fotograferas på ett standardiserat sätt där individen tittar rakt fram och något uppåt. Genom att jämföra två fotografier tagna före och efter exponeringen kan man utvärdera

förändringar i ögats rödhet med en slumpmässig och dubbelt blind utformning. Metoden gör det möjligt att utvärdera små skillnader och följa upp inflammatoriska förändringar över tiden i epidemiologiska studier.

Conjunctival cytology. Metoden studerar strukturer och funktioner hos cellerna i ögats bindehinna med hjälp av en kvantitativ pipettmetod (Kjœrgaard 1990; Norn 1983). Med en liten pipett tas ett prov av tårflödet som tvättas med en 10 % -ig formaldehydlösning. Efter tårvätskans stelning analyseras cellerna med mikroskopi.

BUT. Metoden innebär att en lösning av 10 µl 1 % Na-fluorescein droppas i ögat och personen ombeds att inte blinka (Norn 1983; Kjœrgaard et al. 1989; Norn 1969). Tårfilms-stabiliteten är sedan den uppmätta tiden (sekunder) från den sista blinkningen fram till att tårfilmen bryts. Tre kvantitativa nivåer brukar användas 0-5, 5-10 och mer än 10 sekunder.

FOAM. Med denna metod studeras bubblor i tårfilmen (Frank et al. 1989; Kjœrgaard et al. 1991; Johnson et al. 1990). Sådana kan orsakas av fettsubstanser eller olja i ögat men kan också orsakas av ökad blinkfrekvens relaterad till irritationseffekter. Effekten kan kvantifieras med en skala av 0, 1-6, 6-11 och mer än 11 bubblor.

LLT. Tjockleken av det lipida lagret i tårfilmen kan studeras med en ljusreflektionsmetod (Norn 1979). Minskad LLT eller instabiltet i fettlagret minskar tårfilmen förmåga att skydda mot föroreningar.

ED. Skador i cellagret som skyddar ögat kan mätas som antalet prickar med ett ljusmätningsinstrument (Norn 1973). Efter en blinkning räknas antalet prickar och kategoriseras i fyra grupper: 0-10, 11-50, 51-100 och mer än 100 prickar.

Det finns åtminstone fyra epidemiologiska studier som har använt vissa av de ovan beskrivna objektiva mätmetoderna. De två första härrör från Rådhusundersökningen i Danmark (Skov et al. 1989). Frank (1986; et al. 1989) konstaterade i dessa undersökningar ett samband mellan BUT, ED och FOAM och det han benämner periodprevalensen av irritationer. Den tredje studien behandlar undersökningar (BUT, ED, REDNESS, FOAM) på personal från ett sjukt bibliotek i Stockholm (Berglund et al. 1988; Lundin 1991) vilken jämfördes med en slumpmässigt vald grupp i Danmark (Kjœrgaard 1990; Kjœrgaard 1993 A). Resultaten visade att ögonirritationer var högre, BUT var lägre och att ED var högre hos individerna med sjuka-hus besvär än referensgruppen. Det var dock oklart huruvida det fanns ett samband mellan luftföroreningar och nämnda irritationer. En fjärde studie (Kjœrgaard 1992; Kjœrgaard 1993 B) studerade samband mellan ögonirritationer hos kontorspersonal (BUT, FOAM, ED) och sedimenterat damm, rumstemperatur, datorarbete (VDT). Resultaten visade att främst sedimenterat damm hade betydelse för både BUT, FOAM och ED.

4.4.2 Metod för att mäta irritationer i näsans slemhinna

En metod för att objektivt mäta irritationer i näsans slemhinna har utvecklats av Juto med kollegor (Juto et al. 1992). Metoden går ut på att mäta svällning (utvidgning av blodkärl) i näsans slemhinna, s k rhinostereometri, vid exponering av en irritant. Metoden är en optisk teknik för mätning av blodansamling (kongestion) i näsans slemhinna (Juto 1985). Instrumentet består av ett mikroskop som är monterat på en mikrometer som mäter svällningen hos slemhinnan.

En studie gjordes på 7 icke allergiska individer med sjuka-hus symptom och 6 referenspersoner (Falk et al 1993). Syftet med undersökningen var att registrera förändringar i slemhinnans svällning vid en exponering av formaldehyd (0-0.174 mg/m^3). Resultaten visade att symptomgruppen erhöll en svällning i slemhinnan vid en exponering av formaldehyd (0.073 och 0.174 mg/m^3). Kontrollgruppen uppvisade ingen svällning av slemhinnan.

I en annan studie ingick 18 individer som bodde i ett bostadsområde med sjuka-hus problem. Ingen av individerna hade allergiska problem vilket kontollerades med blod- och hudtester. Försökspersonerna utsattes för en histaminprovokation (0-32 mg/ml) i näsan, och slemhinnans svällning registrerades med rhinostereometri. Undersökningen visade att individer som bodde i byggnader med sjuka-hus problem uppvisade ökad histaminkänslighet i näsans slemhinna. Sexton av de arton försökspersonerna uppvisade en svällning av näsans slemhinna (>0.4 mm) vid en koncentration av 0.1-2.0 mg/ml histamin. Tidigare undersökningar har visat att försökspersoner utan nasala problem erhöll en svällning i näsans slemhinna (>0.4 mm) först vid en histaminkoncentraion av 4.0 mg/ml (Ohm et al 1992).

5 SUBSTANSANALYS KONTRA MÖNSTER-ANALYS

5.1 Bakgrund

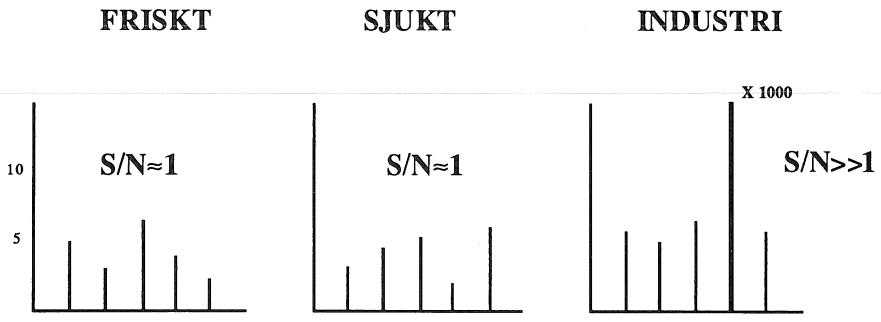
Den intensiva forskning som har bedrivits under de senaste 15-20 åren för att lösa sjuka hus problematiken har i huvudsak varit inriktad på att finna den förlösande faktorn som skulle lägga hela problematiken till rätta. Förmodligen med all rätt har denna forskning i allt väsentligt varit inriktad på luftkvalitetsaspekter vilket innebär att olika typer av luftburna föroreningar har studerats, exempelvis VOC, partiklar och mögelsporer m.m. Men även fysikaliska aspekter har beaktats såsom ventilation, rumstemperatur och relativ luftfuktighet som då oftast misstänks påverka luftkvaliteten endera direkt genom att exempelvis inte föra bort föroreningar i tillräcklig omfattning (ventilation) eller öka avgivningen av föroreningar från byggnaden till inomhusluften (temperatur, relativ luftfuktighet i luft eller material) eller interagera med en förorening och påverka den perceptuella process med vilken vi uppfattar en exponering (värme och lukt). Problemet är i första hand inte valet av potentiella orsaksfaktorer utan de modeller man har valt för att studera sambandet mellan exponering och hälsoeffekter. Tillvägagångssättet kan i allt väsentligt liknas vid en "substansanalys" där enskilda föroreningars samband med de upplevda problemen har undersökts i endimensionella analyser, med ett förmodat bakomliggande dos/effekt samband. I vissa fall har multifaktoriella modeller använts, exempelvis multipel linjär regression eller logistisk regression, men sådana metoder är behäftade med problem. Exempelvis på grund av att enskilda påverkande faktorer ofta är internt korrelerade (se kapitel 3.4). När det gäller VOC-konceptet (luftföroreningar bestående av flyktiga organiska ämnen) har analyserna främst gällt den totala mängden VOC (TVOC) och i vissa fall något enskilt ämne (exempelvis 2-etylhexanol eller formaldehyd), eller när det gäller andra luftföroreningar har t ex olika mått på partikelförkomsten i inomhusluften undersökts.

En högst berättigad fråga är om det är rimligt att förvänta sig att det finns en generell orsak till sjuka-hus problematiken. De föroreningar som människan utsätts för i icke industriella miljöer är inte få till antalet och de är av många olika typer. Naturligtvis finns det även olika typer av föroreningar som vi ännu inte har mätt i någon större omfattning, exempelvis VOC-ämnen med högre kokpunkt eller instabila ämnen som är svåra att identifiera. Fenomenet kan betraktas med den s k "bägarprincipen" som går ut på att vi utsätts för många typer av miljöfaktorer som tillsammans utgör exponeringen. Problem uppstår när den totala exponeringen blir tillräckligt hög och då man också kan misstänka interaktionsfenomen mellan enskilda faktorer. Bägaren rinner alltså över när den sista föroreningen kommer till. Om detta är en riktig hypotes så blir forskningsuppgiften inte att söka efter en enskild orsak utan ett flertal faktorer (mönster) som kan vara orsak till problemet.

5.2 Tre olika miljöer

Man kan dela in inomhusmiljöer i industriella och icke industriella. De icke industriella miljöerna kan sedan delas in i sjuka och friska miljöer även om det inte finns någon bra definition på vad som är sjukt respektive friskt, se tidigare försök till definition kapitel 4.2. Ett sätt att jämföra de olika miljöer är att studera enskilda luftföroreningars förhållande (exempelvis koncentration) till bakgrundsnivån. Detta görs enklas med det s k signal/brus begreppet (S/N) som anger relationen mellan en enskild substans eller grupp av substanser och bakgrundsnivån.

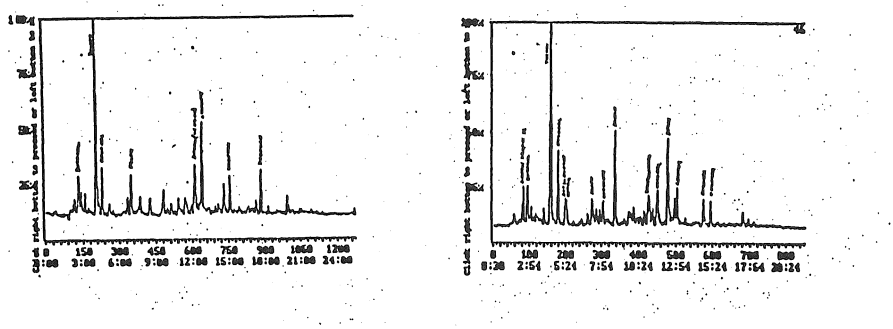
I figur 5.1 har en generell beskrivning av de tre olika miljöerna gjorts (Berglund 1990) med avseende på VOC i inomhusluften. I industrifallet finns ofta ett högt signal/brus-förhållande. Enskilda substanser kan avvika på ett mycket kraftigt sätt från bakgrunden, i vissa fall upp till 1000 gånger bakgrunden. När det gäller normala inomhusmiljöer (både sjuka och friska) finns inte denna skillnad utan S/N är nära 1,0. Undantag kan naturligtvis finnas med enskilda komponenter som radikalt avviker även i icke industriella miljöer men troligen har vi då att göra med ett speciellt problem där lösningen kan förväntas vara att spåra och eliminera den aktuella föroreningskällan.



Figur 5.1 Generell beskrivning av sammansättningen av luftföroreningar i tre olika miljöer. Två icke industriella miljöer; friskt och sjukt, och en industrimiljö. Den horisontella axeln representerar enskilda substanser och koncentrationen av de enskilda ämnena visas på den vertikala axeln. Den generella skillnaden mellan industriella och icke industriella miljöer är att det i det förra fallet finns avvikare vilket kan uttryckas som att signal/brus-förhållandet är högt (S/N>>1) medan hela profilen i icke industriella miljöer normalt utgörs av ett brus där S/N ligger nära ett (S/N≈1) (Berglund 1990).

5.3 Dos/effekt samband i olika miljöer

Hypotesen för en substansanalys, för att lösa sjuka hus problemet, bygger på idén att det finns ett dos-effekt samband. Men i normalfallet finns inga uppenbara skillnader, exempelvis med avseende på VOC, mellan sjuka och friska miljöer, vare sig kvantitativt (koncentrationer) eller kvalitativt (förekomst av enskilda VOC-substanser). Dessutom är koncentrationerna mycket låga och kan egentligen betraktas som ett brus. Problemet kan exemplifieras med figur 5.2. Kromatogrammet till vänster härrör från ett sjukt område (problemområde I i denna undersökning) och det till höger beskriver luftkvaliteten i ett friskt område (referensområdet i denna undersökning). En översiktlig granskning visar inga större skillnader mellan de båda kromatogrammen. Det blir därmed mycket svårt att upprätta ett klassiskt dos/respons samband mellan exponering och effekt.



Figur 5.2 Luftprovsanalyser från två inomhusmiljöer (kromatogram). Till höger en frisk inomhusmiljö (referensområde) och till vänster en sjuk inomhusmiljö (problemområde).

5.3.1 Industriella miljöer

I industrifallet (arbetsmiljö) finns en lång erfarenhet från dos/effekt-studier (djurförsök) med avseende på enskilda substanser. Forskningen har lett till en stor kunskap om enskilda substansers toxiska egenskaper. Undersökningar har ofta visat ett samband mellan ökad koncentration av substansen i fråga och effekten på olika organismer. De enskilda ämnen som har visat sig ge toxiska effekter är ofta avvikare (figur 5.1) och det verkar därmed som om människan har en förmåga att urskilja sådana avvikare från bakgrundsnivån. Utifrån dessa undersökningar har sedan gränsvärden för industriella miljöer tagits fram där olika säkerhetsfaktorer har använts. Inom detta område finns alltså en stor kunskap och biologiska modeller som förklarar sambanden mellan olika föroreningar och medicinska/toxiska effekter. Effekterna är ofta specifika vilket innebär att en enskilda faktor kan visas orsaka ett visst symptom. Arbetsmiljöproblemet är därmed i normalfallet ämnesspecifikt och det finns ett dos/effekt-samband som kan beskrivas som ett-till-ett när det gäller exponering och effekt.

5.3.2 Icke industriella miljöer med sjuka-hus problem

Enligt tidigare resonemang kan man betrakta sjuka-hus syndromet som ett multifaktoriellt problem både på dos- och responssidan (kapitel 4). Om detta är riktigt blir det svårt att tillämpa klassisk dos/respons teori liknande den som används vid studier av arbetsmiljöproblem.

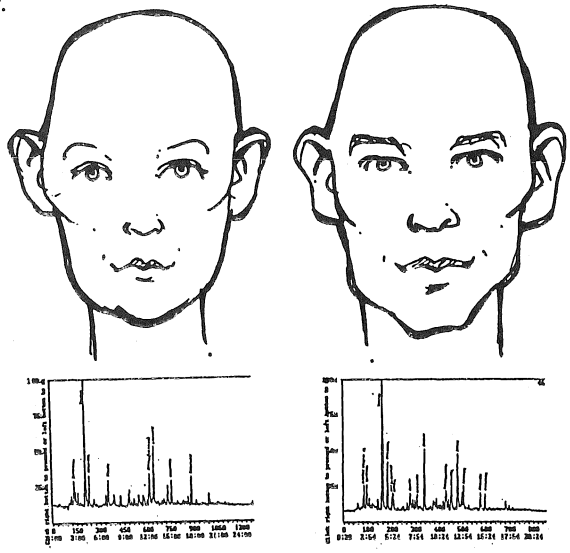
Det som hittills har karakteriserat undersökningar av sjuka-hus problemet är att man i de flesta fall använt samma angreppssätt som i industrifallet. En substansanalys innebär ju att man antar att det finns ett bakomliggande dos-effekt samband. Att en högre koncentration av en viss substans eller totala mängden föroreningar (exempelvis TVOC) innebär ökade problem. I många fall anges gränsvärden för olika substanser men dessa gränsvärden härrör oftast från industrifallet och kan därför i regel inte tillämpas. Och eftersom det oftast inte finns några enskilda substanser som avviker från bakgrundsnivån liksom i de industriella miljöerna så är dos/effekt-modellen kanske inte tillämpbar. Kunskapen om enskilda substansers inverkan på den mänskliga organismen är dessutom i detta sammanhang mycket liten eftersom koncentrationerna är mycket låga jämfört med industrifallet. Man kan alltså konstatera att modellen från industrifallet är svår att tillämpa på sjuka-hus miljöer främst beroende på att det inte finns några enskilda substanser eller grupper av substanser som avviker från bakgrunden och problemen är därmed inte ämnesspecifika. Det finns heller inga entydiga dos/effekt-studier som bekräftar hypotesen när det gäller exponering vid låga koncentrationer av VOC.

Föroreningsmönstret i icke industriella miljöer kanske istället ska betraktas som det brus (med låga koncentrationer och utan avvikare) som det ju faktiskt är. En hypotes som har framförts är då att istället för att leta efter avvikare sätta hela bakgrunden i fokus (Berglund 1990). Principen blir att istället för att studera enskilda komponenter undersöka hela eller delar av det totala mönstret. Principen innebär att man övergår från en substansanalys till en mönsteranalys. Frågeställningen blir därmed om det är möjligt att påvisa mönsterskillnader mellan sjuka och friska miljöer.

5.4 Hypotes angående människans uppfattning av kemiska mönster

En frågeställning är hur människans perception av kemiska föroreningar i inomhusluften sker. I arbetsmiljöfallet är det mycket som tyder på att det hos människan finns en förmåga att urskilja avvikare vilket kan resulterar i toxiska reaktioner. Men i sjuka-hus fallet verkar inte detta ske lika tydligt. För det första uppstår inte lika tydliga toxiska effekter. Problemen yttrar sig istället som obehagliga upplevelser som grundar sig på sensoriska reaktioner. Det finns därmed en mental process med i skapandet av upplevelsen och problemen. För det andra är det troligt att det sker sensoriska interaktioner som ligger till grund för upplevelsen.

Kanske är det så att vår perceptionsförmåga när det gäller kemiska föroreningsmönster påminner om det sätt som vi uppfattar visuella bilder (Berglund 1990). Fenomenet kan åskådliggöras i figur 5.3 där två ansikten är avbildade, en man och en kvinna. När vi betraktar de båda bilderna så kan vi mycket snabbt avgöra vilket kön som representeras av respektive bild. Detta utan att på ett medvetet plan analysera detaljerna i bilderna och därmed finna de olikheter som naturligtvis finns och som är själva grunden för vår perception. Det verkar därmed som om vi har en förmåga att bilda en helhet i våra medvetanden som ligger till grund för vår tolkning. Parallellen till uppfattningen av ett kemiskt mönster skulle i så fall vara att vi inte uppfattar detaljerna (substanserna) primärt utan helheten som skulle kunna vara detsamma som ett kemiskt mönster eller ett submönster.



Figur 5.3 Hypotes angående likheter mellan människans förmåga att uppfatta visuella bilder och kemiska föroreningsmönster i inomhusluft. Under varje ansiktsbild finns ett kromatogram som representerar VOC-mönster från en sjuk och en frisk byggnad.

5.5 Metoder för mönsteranalys

Det finns idag metoder för att göra olika typer av mönsteranalyser. Tekniken bygger på matematiska metoder som har utvecklats inom andra tillämpningsområden men som även har använts inom sjuka-hus området. Exempel på olika typer av mönsteranalyser är:

- Hierarchical Cluster Analys (CA)
- Faktor Analys (FA)
- Multidimensional Scaling (MDS)
- Correspondence Analys
- Principal Component Analys (PCA)
- Partial Least Square (PLS) (utveckling av PCA)

Berglund (1988) beskriver fyra generella steg i arbetet med mönsteranalyser. Det första är att studera hur mönstret ser ut. Det andra är att undersöka sannolikheten för att ett visst mönster ska finnas i en viss miljö. Nästa steg är att urskilja kritiska submönster från det totala mönstret och det sista steget är att undersöka mönstrets dynamik eller med andra ord förändringar över tiden.

Olika typer av mönsteranalyser har använts i ett begränsat antal sjuka-hus projekt som översiktligt redovisas i kapitel 2 (Wilkins et al 1993; Berglund 1988; Noma et al 1988; Jensen et al 1993). Cluster analys har använts av Lundin (1991; 1993) främst för att studera symptommönster hos personal vid ett bibliotek med sjuka-hus problem. Syftet var att undersöka hur symptombilden förändrades under en arbetsdag. Studien visade bland annat att vissa symptom ökade under arbetsdagen (trötthet, tung i huvudet, irritation i ögon, näsa och mun) medan andra symptom fanns både på morgonen och eftermiddagen (hudproblem). Av detta drog Lundin slutsatsen att symptom som ökade under dagen var betingade av inomhusmiljön medan de som fanns redan på morgonen ej var miljöbetingade.I en studie utförd av Sega (1993) gjordes en faktoranalys (FA) på enkätdata från personal i ett nybyggt kontor. Med en sådan mönsteranalys kunde man särskilja typiska sjuka-hus symptom från klagomål som kunde förklaras vara individbetingade. Nelson med kollegor (1991) gjorde en mönsteranalys (PCA) på enkätsvar från 384 individer som arbetade på ett kontor i Washington. På detta sätt kunde författarna redovisa ett antal latenta variabler som representerade olika symptom som var internt korrelerade. Undersökningen visade att symptomen grupperades i naturliga grupper (slemhinnesymptom, allmänsymptom och hudsymptom).

6 BESKRIVNING AV FLYTSPACKEL-PROBLEM

6.1 Bakgrund

Metoden att avjämna betongbjälklag, både platta på mark och mellanbjälklag, med en självnivellerande avjämningsmassa (flytspackel) introducerades i Sverige 1977. Genom att flytspacklet var lättflytande kunde det pumpas ut på betongbjälklaget och genom självnivellering bildades en horisontell yta som utan någon ytterligare åtgärd kunde utgöra underlag för golvbeläggningen. Metoden innebar därmed att man på ett mycket arbetsbesparande sätt kunde erhålla jämna och släta underlag för golvbeläggningen. Tidigare skedde detta arbete genom manuell slipning av betongytan vilket var mycket tidskrävande. Den nya arbetsbesparande metoden blev mycket populär och den fick snabbt stora marknadsandelar. Beräkningar har visat att cirka 90 % av de nyproducerade betongbjälklagen efter introduktionen 1977 avjämnades med flytspackel (Essunger et al 1985) vilket innebär i storleksordningen 15-20 miljoner kvadratmeter betongbjälklag.

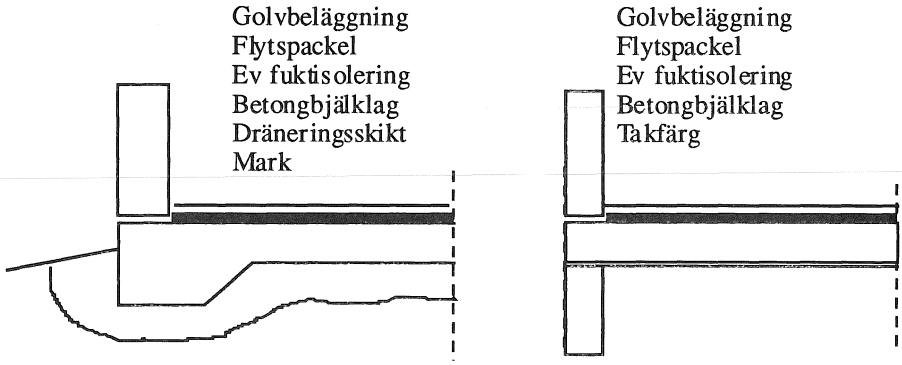
Under hösten 1980 uppmärksammades ett par stora entreprenader med omfattande missfärgningar av korkplattor lagda på betongbjälklag med flytspackel. I augusti 1981 rapporterades de första fallen av missfärgade parkettgolv på underlag av flytspackel. I samband med dessa tekniska problem uppstod även hälsoproblem (SBS) och obehaglig lukt bland brukare och boende i byggnader med flytspackel.

Från och med 1977 och några år framåt salufördes omkring tio olika flytspackel på den svenska marknaden. Fem av dessa flytspackel innehöll enligt tillverkarna tillsatser av bl a protein (främst kasein). Kaseinhalten kunde uppgå till 0.2-1.0 % av flytspacklets torra vikt. Undersökningar visade att skadorna huvudsakligen fanns där kaseinhaltigt flytspackel hade använts (Ericsson et al 1984; Essunger et al 1985). Kopplingen mellan problem och bl a kaseininnehåll i flytspackel medförde att det 1983 infördes ett typgodkännande för flytspackel med avseende på kaseininnehåll. Flytspackel som tillverkades efter 1983 är enligt tillverkarna kaseinfria. Enligt typgodkännandet ska proteininnehållet (räknat som kasein) understiga 0.1 % av spacklets torra vikt.

6.2 Beskrivning av konstruktion och flytspackel

6.2.1 Konstruktion

Flytspackel och andra avjämningsmassor används i huvudsak på betongbjälklag, både platta på mark och mellanbjälklag. Normalt är den underliggande betongytan så jämn att flytspackelskiktets tjocklek kan begränsas till att inte överstiga rekommenderade 10-15 mm. I undantagsfall har dock betydligt tjockare lager av flytspackel hittats vilket förmodligen beror på ett ojämnt underlag av betong. Den normala konstruktionslösningen vid användning av flytspackel var betongbjälklag (normalt K 25), eventuellt fuktisolering, flytspackellager och golvbeläggning, figur 6.1. Eventuell fuktisolering kan vara mycket svår att identifiera i efterhand utom i det fall där den är färgad. I huvudsak fanns PVC-mattor som golvbeläggning i kök, sovrum och badrum men också linoleum förekom. De PVC-mattor som användes vid den aktuella tiden kan ha olika utformningar (eg. stegljudsdämpning, mängd mjukgörartillsatser m.m.). I vardagsrum utgjordes golvbeläggningen nästan alltid av parkettgolv. I detta fall fanns ofta en PVC-folie mellan flytspackellager och parkettgolv.



Figur 6.1 Den normala konstruktionen vid användning av flytspackel på betongbjälklag; platta på mark till vänster och mellanbjälklag till höger. Golvbeläggningen utgjordes vid den aktuella tiden främst av PVC och linoleum samt parkettgolv i vardagsrum.

6.2.2 Sammansättning av flytspackel

Flytspackel tillverkades av cement, torr sand, gips, flygaska och tillsatsmedel och levererades till arbetsplatsen där vattnet tillsattes. Därefter kunde flytspacklet pumpas ut på betongbjälklagen där ytan självnivellerade. Enligt uppgifter från tillverkare och byggbranschen kan flytspackel från den aktuella tiden (1977-1983) innehålla komponenter enligt tabell 6.1. (Ericsson et al 1984)

Tabell 6.1 Beståndsdelar i flytspackel (Ericsson et al 1984).

Huvudbeståndsdelar	Andel av flytspacklets torrvikt (%)	Beståndsdelens huvudsakliga uppgift
Cement	25-50	Bindemedel
Portlandcement		
Aluminatcement		
Specialcement		
Gips	1-5	
Flygaska	5-20	
Ballast (0-2 mm, vanligen 0-0.5 mm)	50-70	
Naturlig, tvättad, torkad		
Naturlig, otvättad, torkad		
Krossad dolomit		
Tillsatsmedel		
Flytmedel	0.2-1.0	Flytmedel, bindemedel
Kasein		
Melaminformaldehydformulering		
Karbamidformaldehydformulering		
Polymerer	1.0-2.0	Vidhäftning, fuktegenskaper, porfyllnad
PVAc av olika typer		
Polyuretanharts		
Polyesterharts		
Förtjockare	0.05-0.15	Sedimentation
Cellulosaderivat		
Polyvinylalkohol		
Polyetenoxid		
Vätmedel	0.01-0.10	Skumdämpning, vätning
Formaldehydkondenserade naftalinsulfosyraprodukter		
Polyfosfater		
Polyglykolester		
Andra organiska tillsatser		

I den diskussion som har följt på flytspackelproblematiken har det huvudsakliga intresset varit inriktat på tillsatsmedlen i allmänhet och flytmedlet i synnerhet. Tillsatsmedlen användes för att ge flytspackel och andra avjämningsmaterial olika önskvärda egenskaper ur bl a produktions- och hållfasthetssynpunkt. Av tabell 6.1 framgår att andelen tillsatsmedel som mest uppgick till cirka 4 procent av flytspacklets torra vikt. Generellt gäller att andelen tillsatsmedel i flytspackel var cirka tio gånger högre än i normala betongblandningar (Ericsson et al 1984). Flytmedlet i de aktuella materialen utgjordes främst av kasein (som är ett protein) eller andra ämnen med motsvarande egenskaper. Kasein är ett äggviteämne som framställs genom utfällning ur mjölk med syra eller löpe. Liknande ämnen med samma fysikaliska effekt på flytspacklet kan framställas ur t ex ärtor eller sojabönor. Enligt Ericsson (et al 1984) kan kasein innehålla 18 olika typer av aminosyror. Uppgifter från tillverkarna anger att inga fungicider fanns bland tillsatsmedlen.

6.3 Beskrivning av problem

I många utredningar av flytspackelskador från början av åttiotalet och framåt har huvudsakligen tre olika typer av problem konstaterats:

- Tekniska problem
- Hygieniska problem
- Hälsomässiga problem

De tekniska problemen består främst av missfärgningar av golvbeläggningar (eg. korkplattor och ekparkett). Missfärgningarna (eg. svärtningar) synes vara mer frekventa vid skarvar i golvmaterialet (eg. korkplattor) och vid ändträ på parkettstavarna. Vid upprivning av parkettgolv har det - i det fall som det fanns en plastfolie mellan flytspackel och parkettgolv - konstaterats att missfärgningarna i vissa fall var koncentrerade till områden över fogar i den underliggande plastfolien. Till de tekniska problemen kan även hänföras golvmattor som har släppt från underlaget, blåsbildningar och i vissa fall även missfärgning av andra golvmaterial än de som nämnts ovan. Undersökningar har visat att det kunde gå mellan 2 månader upp till 3 år innan denna typ av olägenheter uppstod. Till flytspackelproblemen hänförs ibland också en onormal förekomst av damm i små partikelstorlekar. Det är dock tveksamt om detta damm kan hänföras till förekomsten av kaseinhaltigt flytspackel.

De hygieniska problemen utgörs av rapporter angående obehaglig lukt i inomhusmiljön. Obehaglig lukt är naturligtvis ett problem och kan ofta betraktas som en sanitär olägenhet. Man brukar i samband med flytspackelproblem kunna särskilja två olika lukter. En rå och unken lukt samt en stickande och sötaktik odör. Båda lukterna kan förekomma samtidigt eller var och en för sig.

De hälsomässiga problemen hänför sig till ett antal ospecifika symptom som kan innefattas i begreppet sjuka-hus syndromet, (se kapitel 4.2). Andersson (et al 1993) redovisar typiska symptommönster från bostadsmiljöer med kaseinhaltigt flytspackel, (se även figur 7.1, kapitel 7).

Problemets omfattning

Uppskattningar av problemets omfattning visar att cirka 5 % av de 20 miljoner kvadratmeter golv från tiden 1977-1983 som hade flytspackel har fått problem (Ericsson et al 1984). Noteras bör att denna uppskattning publicerades 1984 vilket innebär att uppskattningen inte med säkerhet är relevant idag. Det är dock oklart hur definitionen på ett problemhus var formulerat. Dessutom hade inte alla flytspackel från den aktuella tiden kasein som flytmedel och även olika typer av cement förekom (eg. portlandcement och aluminatcement).

6.4 Belagda orsaker och hypoteser

De effekter som kräver en förklaring i samband med golvproblem, både vid användning av kaseinhaltigt flytspackel och andra avjämningsmassor eller ren betong, är följande:

- Missfärgning av parkettgolv
- Sötaktig och stickande lukt
- Rå och unken lukt
- Hälso- och komfortproblem

6.4.1 Ammoniak och alkalisk fukt

Ingående studier har visat att kaseinhaltigt flytspackel - med portlandcement som bindemedel - som utsätts för en relativ fuktighet över 75-80 % RH avger ammoniak, (Nilsson et al 1984). En förklaring är att det är kvävehaltiga ämnen i flytspackel (kasein, melamin, urinämne, nitrater, m.m) som bryts ner och bildar ammoniak (Ericsson et al 1984). Enligt Peterson (1992) saluförs kasein blandat med ammoniumklorid (salmiak) och detta ämne omvandlas i närvaro av kalciumhydroxid från det hydratiserade cementet snabbt till ammoniak. Enligt denna referens innebär närvaro av ammoniumklorid att ammoniak kan bildas utan att själva kaseinet behöver brytas ner. Undersökningar vid SP har visat att även steriliserat flytspackel kan avge ammoniak (Ericsson et al 1984: bilaga 6). Av detta drar SP slutsatsen att ammoniakproduktionen beror av kemiska reaktioner och inte mikrobiella processer. I det fall som bindemedlet utgörs av aluminatcement finns väsentligt mindre kalciumhydroxid tillgänglig efter det att cementet har hårdnat. Detta innebär att mycket mindre ammoniak kan frigöras från spacklet även om det innehåller kasein (Peterson 1992). Detta skulle kunna vara en anledning till varför inte alla flytspackel med kaseininnehåll ger upphov till missfärgningar.

Ammoniak har visat sig missfärga material som innehåller garvsyra (kork, ek) och är därmed en orsak till missfärgningsproblemet i flytspackelsammanhang. Den kritiska ammoniakkoncentrationen för att missfärgningar ska uppstå är emellertid inte känd.

Delvis beroende på att ammoniakkoncentrationen under golvbeläggningen är relativt enkelt att mäta (direktvisande Drægerrör) samt dess egenskap att missfärga parkettgolv har ammoniak blivit en indikator på flytspackelproblem. Någon specifik hälsoeffekt orsakad av ammoniak har emellertid inte kunnat visats. Otaliga mätningar av ammoniakhalten under golvbeläggningen har gjorts under de senaste tio åren. Vid närvaro av kaseinhaltigt flytspackel och en relativ fuktighet högre än 70-75 % RH kan ammoniakhalten under golvbeläggningen uppgå till 10-200 ppm. Men även sedan den relativa fuktigheten sjunkit under 70 % RH kan avsevärda ammoniakhalter mätas upp, dock ej lika höga som när underlaget är fuktigare. I det senare fallet är det oklart om någon ny produktion av ammoniak sker. Mätningarna antyder förmodligen istället att det finns

ammoniak kvar från tidigare. Vid en återfuktning av torkat kaseinhaltigt flytspackel verkar det som om ny ammoniakproduktion kan ske.

Mätningar har också visat på en något högre halt av ammoniak i inomhusluften i lokaler med kaseinhaltigt flytspackel jämfört med byggnader med annan typ av avjämningsmassa, (Lundholm et al 1990; Samuelson et al 1993; kapitel 7.2.4.7 i denna avhandling). Enligt dessa studier kunde en halt av 0.2-1.8 ppm ammoniak uppmätas i inomhusluften. Gränsvärdet för ammoniak i inomhusluft är emellertid 25 ppm i industriella miljöer (AFS 1990). Ammoniakhalten i inomhusluften - delvis härrörande från det kaseinhaltiga flytspacklet - är därmed betydligt lägre än de gränsvärden som finns för industriella miljöer. Huruvida man trots detta ska betrakta de något förhöjda ammoniakhalterna i flytspackelhus som potentiella riskfaktorer är oklart.

Fukt i betong

Enligt tidigare redovisade studier är en relativ fuktighet på 75-80 % RH i betong tillräcklig för att en ammoniakproduktion ska ske vid användandet av kaseinhaltigt flytspackel. Ur fuktsynpunkt är det stor skillnad mellan platta på mark och mellanbjälklag. I båda fallen har man att ta hänsyn till byggfukt men i fallet med platta på mark kan det även ske en tillförsel av markfukt, (definitioner av olika typer av fukt redovisas i kapitel 2.2.1.3). Båda bjälklagstyperna innehåller byggfukt som behöver relativt lång tid för att avgå. Teoretiska beräkningar visar att en 120 mm tjock betongplatta (K 25) på mark, med 50 mm underliggande isolering (mineralull) och ett 150 mm tjockt kapillärbrytande skikt, behöver cirka 60 dygn för att den relativa fuktigheten ska uppgå till högst 90 % RH, (Nilsson 1983). Beräkningen förutsätter ett uttorkningsklimat på 40 % RH och 20 °C. Vid 80 % RH och 10 °C, vilket inte är ett onormalt uttorkningsklimat under den kalla årstiden, ökar uttorkningstiden till cirka 120 dygn. Ett mellanbjälklag (180 mm) med tvåsidig uttorkning behöver cirka 50 dygn för att erhålla en relativ fuktighet på högst 90 % RH (uttorkningsklimat; 40 % RH; 20 °C) och omkring 100 dygn vid det sämre uttorkningsklimatet (80 % RH; 10 °C). Av beräkningarna framgår att ett normalt betongbjälklag behöver ett antal månader för att byggfukten ska tillåtas avgå så att den relativa fuktigheten högst uppgår till 90 % RH som är en gräns enligt Husama (1983). Vid användning av flytspackel tillförs mer fukt som förmodligen förlänger uttorkningstiden ytterligare. Även användning av täta plastbaserade takfärger på undersidan av mellanbjälklag påverkar uttorkningstiden i negativ riktning. När konstruktionen utgörs av en betongplatta på mark sker ofta en tillförsel av fukt från den underliggande marken. Detta innebär att det vid ett jämviktstillstånd kan erhållas relativa fuktigheter på 80-90 % RH även i fallet med underliggande isolering. De ovan redovisade uttorkningsförloppen, både för platta på mark och mellanbjälklag, förutsätter att inga golvbeläggningar har lagts in. Efter det att golvbeläggningen har lagts in sker uttorkningen av byggfukt och annan fukt mycket långsamt, (det kan röra sig om år).

Den i figur 6.1 redovisade konstruktionen är den vanligast förekommande lösningen. I vissa fall har emellertid flytspackel använts på betongbjälklag (platta på mark) med ovanliggande isolering, s k flytande golv. I detta fall utgörs konstruktionen underifrån av en betongplatta, flytspackel, isoleringsskikt (ofta cellplast), plastfolie, bärande golvskiva och golvmaterial. Härvid erhålles en mycket ogynnsamm fuktsituation för flytspackellagret. Eftersom isoleringskiktet ligger ovanför betong- och flytspackellager kommer temperaturen att vara låg och en jämviktsläge på 90-100 % RH i flytspackellager och betong torde vara vad man kan förvänta sig. Konstruktionslösningen är också mycket anmärkningsvärd eftersom den jämna och släta ytan naturligtvis är en tillgång när golvskiktet läggs direkt på flytspackelytan men svår att motivera under isoleringsskiktet. Även i denna konstruktionstyp har problem med missfärgade parkettgolv, lukt och hälsoproblem rapporterats.

En av orsakerna till missfärgningsfenomenet är enligt ovan den ammoniak som produceras när kaseinhaltigt flytspackel - med portlandcement - utsätts för en relativ fuktighet som överstiger 75-80 % RH. Av ovan redovisade uttorkningstider för betong framgår att man i de flesta fall kan förvänta sig tillräckligt hög relativ fuktighet under lång tid (flera år) vilket innebär att konstruktionen kan betraktas som en riskfaktor ur fuktsynpunkt med avseende på ammoniakproduktion.

6.4.2 Sönderdelning av mjukgörare

En orsak till luktproblem inomhus är nedbrytning av mjukgörare i olika material. Mjukgörare finns främst i PVC-mattor men även i lim och eventuellt även i betong och flytspackel om polymerdispersioner används (Ericsson et al 1984: bilaga 8a). I PVC-mattor kan mjukgörare utgöra 20-30 % av den färdiga mattans vikt. Mjukgörarna utgörs främst av ftalater, estrar till ftalsyra. Vanliga är DIOP (diisooctylftalat), DOP (dioktylftalat), DEHP (dietylhexylftalat), BBP (butylbensylftalat). I dessa finns alkoholkomponenter såsom 2-etyl-1-hexanol, oktanol, butanol, bensylalkohol. Alkoholkomponenten i mjukgöraren kan i nyskick uppgå till cirka 100 ppm.

Mjukgörarna kan vid hög relativ fuktighet och hög alkalitet sönderdelas i en alkohol- och en syradel (eg. kemisk nedbrytning). Vid hydrolys av dioktylftalat (DOP) frigörs 2-etyl-1-hexanol som kan avgå till inomhusluften och ge upphov till en sötaktig och stickande lukt som brukar rapporteras i problemhus, både i flytspackelskadade och i byggnader utan kaseinhaltigt flytspackel. Sådana problem fanns redan innan flytspackel började användas 1977. Mätningar visar också att det ofta finns högre alkoholer (eg. 2-etyl-1-hexanol) i inomhusluften (>5-10 $\mu g/m^3$) där luktproblem förekommer (eg. sötaktig och stickande lukt). Hypoteser har framförts att den ammoniak som bildas vid fuktpåverkan av kaseinhaltigt flytspackel också skulle påverka mjukgöraren med sönderdelning som följd. Hypotesen har dock ej hittills bekräftats på ett entydigt sätt (Ericsson et al 1984).

Sammanfattningsvis antyder både teoretiska resonemang och praktiska mätningar i byggnader att nedbrytning av mjukgörare i olika material kan vara en orsak till luktproblem (eg. sötaktig och stickande lukt) i inomhusluften. Det är också klarlagt att en tillräcklig orsak till sådan nedbrytning är hög relativ fuktighet (> 90 % RH) och hög alkalitet. Huruvida en hög ammoniakhalt i flytspackellagret späder på denna effekt är dock oklart.

6.4.3 Nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel

Den lukt som brukar beskrivas som rå och unken kan troligen kopplas till fuktpåverkat kaseinhaltigt flytspackel. Någon enskild substans har emellertid inte identifierats som kan kopplas till denna lukt.

En diskussion har förts huruvida nedbrytningen av kaseinhaltigt flytspackel är kemisk eller mikrobiell. Genomförda studier visar dock att oavsett vilken nedbrytningsprocess som sker så bildas ett antal sekundära nedbrytningsprodukter som verkar vara specifika för kaseinhaltigt flytspackel. Hypotesen att det är mikrorganismer som bryter ner vissa ämnen i flytspackel (eg. kasein) till produkter som sekundärt skulle kunna orsaka luktproblem redovisas i flera studier (Lundholm et al 1984; Karlsson et al 1990; Albertsson et al 1983). För att detta ska kunna ske krävs tillgång till näringsämnen. Kasein har visat sig vara en tillräcklig näringskälla för ett stort antal mikroorganismer som har isolerats ur spackelprover och golvmaterial i skadade och icke skadade golv (Lundholm et al 1984). Enligt denna referens är emellertid inte detta liktydigt med att skadorna har orsakats av mikroorganismer. Bakterieantalet i torrt spackelpulver har visat sig vara omkring 100 cfu/g material (Lundholm et al 1984; Karlsson et al 1990). Lundholm (et al 1984) anser att detta är ett mycket litet bakterieantal i material som har behandlats under icke aseptiska förhållanden. Den mikroorganism som främst har identifierats är Clostridium.

Det har hävdats att den höga alkalitet (pH>12) skulle vara ogynnsam för bakterieöverlevnad och tillväxt. Karlsson (et al 1990) hävdar dock att det finns litteraturuppgifter och experimentella försök som visar att Clostridiebakterier är relativt alkalietoleranta. Detta i synnerhet vid lägre temperaturer (17 °C). Lundholm (et al 1984) hävdar att laboratorieförsök har visat att Clostridium och Bacillusarter kan överleva ovanligt höga pH. Dessa bakterier har också visat sig kunna överleva i flera månader i hårdnat flytspackel efter en initial avdödningsfas. Bakteriers överlevnad behöver dock inte innebära att de är aktiva.

Genomförda studier har dock ej på ett entydigt sätt kunnat visa vilken nedbrytningsprocess som sker. Sekundära produkter som kan produceras vid mikrobiell eller kemisk påverkan är: aminosyror, aminer, alkoholer, aldehyder, ketoner, merkaptaner och organiska syror (Karlsson et al 1990). Mätningar av aminer i inomhusluften (eg. trimetylamin, trietylamin m fl) har visat på koncentrationer på ppb-nivå vid förekomst av kaseinhaltigt flytspackel (Karlsson et al 1990; Lundholm et al 1990; Samuelson et al 1993). Aminer är kända för sin obehagliga lukt. De uppmätta nivåerna av aminer tyder emellertid på att

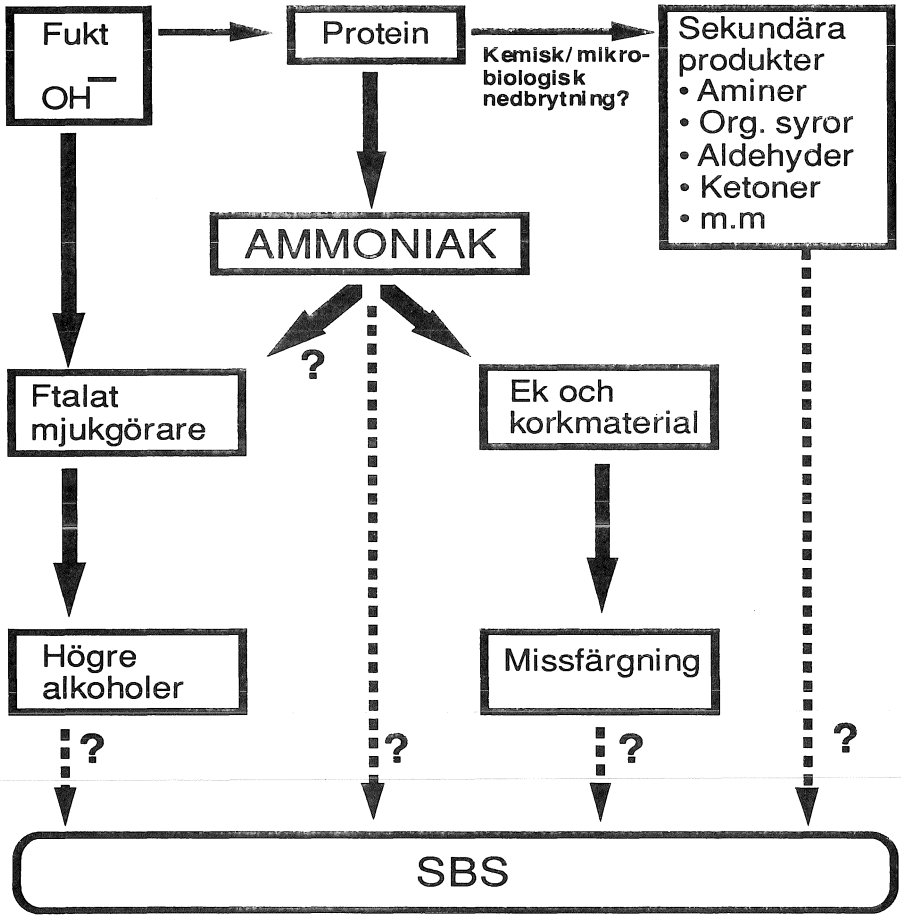
dessa inte ensamma kan vara orsak till luktproblem (eg. rå och unken lukt) , men en bidragande orsak och eventuellt i kombination med lukt från påverkade mjukgörare. Karlsson (et al 1990) visade att extraktion av nedmalet kaseinhaltigt flytspackel bl. a avgav aldehyder, ketoner och alkoholer.

6.4.4 Hälsoeffekter

Någon specifik ohälsa i samband med flytspackelproblem har inte kunnat visas. Missfärgade parkettgolv har getts en godtagbar förklaring men detta problem utgör inte en specifik orsak till sjukdomssymptom (SBS). Skillnader i luftföroreningar mellan byggnader med kaseinhaltigt flytspackel och andra har visat sig bestå i ammoniak, aminer, högre alkoholer och andra oidentifierade ämnen, eventuellt mikrobiell VOC. Inget av dessa ämnen har kunnat påvisas ge andra effekter än möjligtvis obehaglig lukt. Utvärderingen av de aktuella ämnenas eventuella påverkan på människan är emellertid lika komplicerad som utvärdering av andra flyktiga organiska ämnen (VOC) där inga säkra slutsatser har kunnat dras, se kapitel 2.

6.5 Sammanfattning av flytspackelproblem

De problem med missfärgningar av parkettgolv som förekommer inom flytspackelproblematiken beror på ammoniak som produceras när kaseinhaltigt flytspackel utsätts för en relativ fuktighet som överstiger 75-80 % RH. Vidare kan mjukgörare i PVC-mattor och eventuellt i lim och betong respektive flytspackel påverkas av hög relativ fuktighet och hög alkalitet. Eventuellt späds denna effekt på av den ammoniak som kan finnas i flytspackellagret men detta har ej visats på ett entydigt sätt. Kemisk nedbrytning kan resultera i en sönderdelning av mjukgöraren i en syra- och en alkoholdel (eg. 2-etyl-1-hexanol) som kan ge upphov till en söt och stickande lukt. Hypoteser finns även angående en mikrobiologisk eller kemisk nedbrytning av kaseinet vilket kräver fukt. Sådana nedbrytningsprocesser kan ge upphov till sekundära nedbrytningsprodukter (eg. aminer, organiska syror, alkoholer, aldehyder, ketoner, m.m). Det är dock oklart huruvida dessa sekundära produkter kan ge upphov till de hälso- och komfortproblem som förekommer (SBS). När det gäller förekomsten av de aktuella ämnena i inomhusluften så förekommer dessa i mycket låga koncentrationer (eg. $\mu g/m^3$) vilket ligger långt under de nivåer som anges som yrkeshygieniska gränsvärden där sådana finns. En principskiss för belagda och hypotetiska nedbrytningsprocesser av kaseinhaltigt flytspackel och eventuella kopplingar till hälso- och komfortproblem redovisas i figur 6.2.



Figur 6.2 Princip för belagd och hypotetisk nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel. Alkalisk fukt (> 90 % RH) kan genom kemisk nedbrytning av mjukgörare i PVC, lim och eventuellt betong resultera i emissioner av högre alkoholer (2-etylhexanol). Denna alkohol kan ge upphov till en sötaktig och stickande lukt. Kaseinhaltigt flytspackel som utsätts för en relativ fuktighet högre än 70-75 % RH kan även ge upphov till en ammoniakproduktion i spacklet. Sådan ammoniak har visat sig missfärga ek- och korkmaterial men det är oklart om ammoniaken medverkar till mjukgörarnedbrytning. Det har även visat sig finnas en något högre halt av ammoniak i inomhusluften (<1-2 ppm) i lokaler med kaseinhaltigt flytspackel och höga halter av ammoniak under golvmatta (>20 ppm). Fukt i betong kan enligt vissa litteraturupgifter även ge upphov till kemisk eller mikrobiologisk nedbrytning av proteinet i flytspacklet. Sådana nedbrytningsprocesser kan ge upphov till sekundära produkter såsom aminer, alkoholer, organiska syror, aldehyder, ketoner m.m. Det är dock oklart om sådana sekundära produkter kan associeras till de hälso- och komfortproblem (SBS) som förekommer i skadade flytspackelhus.

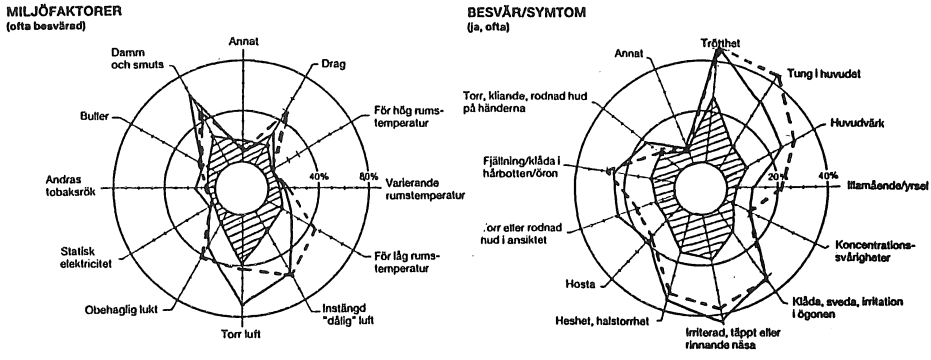
7 RESULTAT FRÅN ENKÄTUNDERSÖKNINGAR OCH TEKNISKA MÄTNINGAR

7.1 Resultat från enkätundersökningar

Enkäter delades ut till alla vuxna i tre bostadsområden. De använda enkäternas utformning redovisas i kapitel 3.2. Efter två påminnelser svarade cirka 84 % av de boende i problemområde I, 90 % i problemområde II och cirka 75 % i referensområdet.

Enkätundersökningen har givit svar på de boendes upplevelser av (a) symptom och (b) miljöfaktorer. Utifrån enkätsvaren har ett antal index beräknats, tabell 7.1. De relativa frekvenser som anges för olika gårdar i tabell 7.2 hänför sig till de som svarade "Ja ofta" på de olika frågorna. Övriga svarsalternativ var "Ja ibland", och "Nej aldrig".

Resultaten från enkätundersökningarna visade att problemområde I och problemområde II hade en signifikant högre relativ frekvens av klagomål på miljöfaktorer och symptom än referensområdet, figur 7.1 och tabell 7.2. Med hänsyn till antalet individer per undersökt gård (84-292) måste skillnaden i relativ frekvens av klagomål överstiga cirka 5 % för att vara signifikant säkerställd ($p<0,05$). I figur 7.1 redovisas den relativa frekvensen av klagomål för hela problemområde I som innefattar 14 gårdar. I den fortsatta analysen ingår emellertid enbart 7 gårdar från detta område.

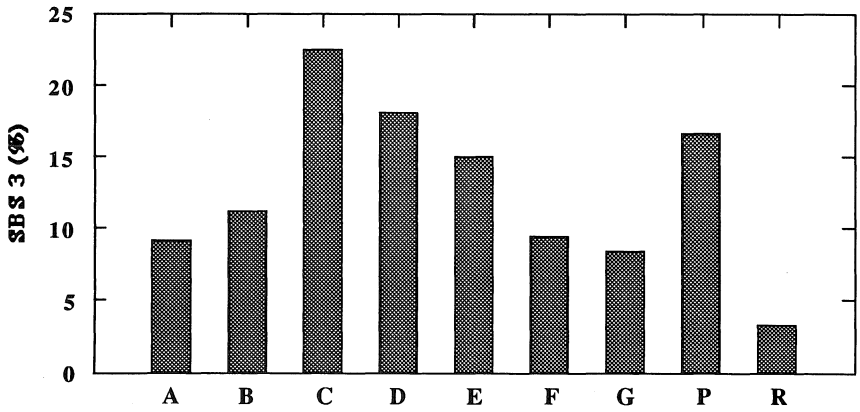


Figur 7.1 Relativa frekvenser av klagomål på inomhusklimatet och besvär/symptom i problemområde I (heldragen linje, n=1809), problemområde II (streckad linje, n=84) och referensområdet (streckad yta, n=292). Markeringarna anger andelen (relativ frekvens) vuxna i de tre områdena som upplevde olika problem (svarsalternativ "Ja ofta").

Tabell 7.1 Fyra olika index som beräknades utifrån enkätsvaren.

Index	Betydelse
EFF 1	Individen har svarat "Ja ofta" på minst ett av allmänsymptomen; trötthet, tung i huvudet, huvudvärk, illamående eller koncentrationssvårigheter.
EFF 2	Individen har svarat "Ja ofta" på minst ett av slemhinnesymptomen; Irritation i ögon, irritation i näsa, heshet eller hosta.
EFF 3	Individen har svarat "Ja ofta" på minst ett av hudsymptomen; hudproblem i ansikte, hudproblem i hårbotten eller hudproblem på händer.
SBS 3	Individen har angivit minst ett klagomål ("Ja ofta") från varje symptomgrupp; allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom samt att symptomen beror på bostaden.

Problemområde I (gård A-G) som totalt består av 14 gårdar var emellertid inte homogent med avseende på upplevda problem. Det fanns gårdar med signifikant lägre relativ frekvens av problem. I tabell 7.2 framgår att skillnaderna var betydande mellan vissa gårdar. En generell rangordning av hela materialet med avseende på relativa frekvenser av SBS 3 visar att referensområdet (R) hade lägst problemfrekvens (3,4 %), därefter kom gårdarna A, B, F och G (8,5-11,3 %) och slutligen fyra gårdar med störst problem; C, D, E i problemområde I och gård P i problemområde II (15,0-22,6 %). I figur 7.2 framgår skillnaden i relativ frekvens mellan olika gårdar med avseende på indexet SBS 3. I tabell 7.3 har gårdarna delats in i tre grupper med avseende på signifikanta skillnader för frekvensfördelningen av SBS 3 där även gårdarnas tekniska utformning redovisas.



Figur 7.2 Relativ frekvens av SBS 3 (index för sjuka-hus symptom, tabell 7.1) för olika gårdar i två problemområden (I; A-G, II; P) samt i referensområdet (R). Gårdsbeteckningarna framgår av tabell 7.2.

Tabell 7.2 Relativa frekvenser för klagomål i olika gårdar i problemområdena (I och II) och referensområdet R. Problemområde I; A-G, II; P.

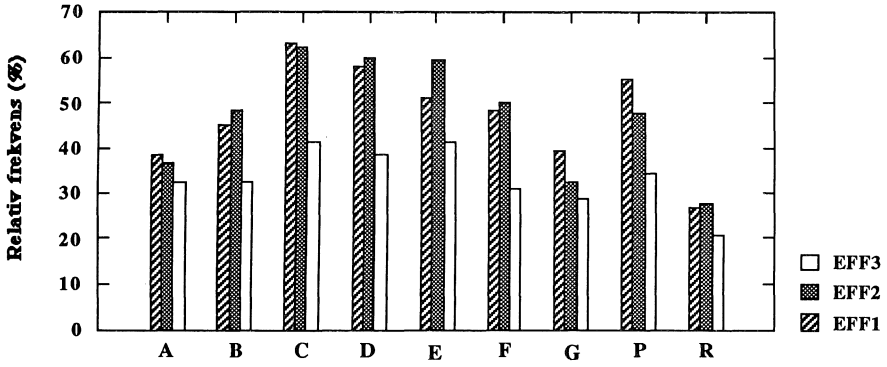
Klagomål	Relativ frekvens[1] av upplevda problem per gård (%)								
	A n=141	B n=141	C n=155	D n=126	E n=160	F n=116	G n=94	P n=84	R n=292
Miljöfaktorer									
Drag	29,7	29,2	33,8	30,5	20,9	34,7	23,9	52,4	14,9
För hög temp	4,3	5,0	5,7	7,1	22,9	12,6	4,8	3,8	7,1
Varier. temp	9,6	4,4	18,1	10,0	10,7	14,4	6,4	16,0	5,3
Låg temp	33,6	18,9	25,2	24,6	19,7	32,1	17,9	47,5	11,2
Inst. luft*	55,5	42,1	56,2	59,1	54,5	42,2	15,7	58,8	15,2
Torr luft*	63,8	70,5	75,4	73,9	75,7	53,8	38,4	42,7	40,9
Obeh. lukt*	29,6	26,6	32,6	33,3	36,4	26,7	10,3	43,2	10,7
Stat el	4,1	2,6	4,7	8,0	8,8	7,1	2,5	1,4	3,1
Andras tobak	9,3	12,5	7,8	14,9	15,8	5,0	4,8	7,8	5,6
Buller	13,0	23,3	20,9	11,4	20,8	11,9	16,0	18,4	12,0
Damm	67,6	72,2	59,6	54,5	62,2	61,3	30,5	50,0	25,7
Symptom									
SBS 3	9,2	11,3	22,6	18,3	15,0	9,5	8,5	16,7	3,4
Allmänsymptom									
EFF 1	38,3	44,7	63,2	57,9	51,2	48,3	39,4	54,8	26,7
Trötthet	35,3	38,5	61,5	52,5	51,0	41,7	34,4	53,8	24,8
Tung i huvud	21,2	21,6	33,1	31,0	34,3	28,2	14,1	43,4	11,4
Huvudvärk	13,8	22,8	31,0	28,2	28,3	19,4	20,9	31,6	8,4
Illamående	5,4	6,7	14,2	12,2	7,3	14,0	3,7	21,6	2,6
Konc.	5,3	11,1	9,4	16,4	7,6	8,4	9,6	11,1	1,9
Slemhinnebesvär									
EFF 2	36,2	48,2	61,9	59,5	59,4	50,0	31,9	47,6	27,4
Ögon	15,7	27,5	35,6	31,4	34,0	28,2	20,7	32,9	10,3
Näsa	28,8	35,9	45,4	42,0	39,0	38,5	24,4	36,4	18,2
Heshet	22,5	33,6	39,1	35,6	43,4	22,4	22,7	32,1	15,7
Hosta	13,5	13,8	21,2	31,0	18,0	8,9	10,7	16,9	8,3
Hudproblem									
EFF 3	31,9	31,9	41,3	38,1	41,3	31,0	28,7	34,5	20,5
Hud ansikte	18,0	18,9	30,6	21,8	31,9	12,6	16,5	16,7	9,3
Hårbotten	23,5	22,1	27,9	31,0	31,9	20,0	15,3	28,4	11,1
Hud händer	13,4	15,4	16,5	15,5	20,9	20,2	17,6	12,5	11,6
Antal symptom									
Antal sympt.	2,02	2,44	3,27	3,21	3,05	2,37	1,95	3,04	1,24
-||- av bost.	1,46	1,77	2,66	2,52	2,03	1,66	1,35	2,39	0,69

1) Andel (%) av boende inom gård som svarat "Ja ofta", (Övriga alternativ var; "Ja ibland" och "Nej aldrig").

Tabell 7.3 Indelning av gårdarna i tre grupper med avseende på relativa frekvensen för indexet SBS 3.

Grupp	SBS 3 (%)	Gård(ar)	Golv-spackel	Golv-material	Vent-system
R	<5	Ref. gård (R) [3,4 %]	Inget	Linoleum	FTX
A,B,F,G	5-11	(A) [9,2 %],	Kalk	PVC	FTX
		(B) [11,3 %],	Kalk	PVC	FTX
		(F) [9,5 %],	Kasein	PVC	F
		(G) [8,5 %]	Typgodk.	Linoleum	F
C,D,E,P	>11	(C) [22,6 %],	Kasein	PVC	FTX
		(D) [18,3 %],	Kasein	PVC	FTX
		(E) [15,0 %]	Kasein	PVC	FTX
		(P) [16,7 %]	Kasein	Linoleum	F

I figur 7.3 redovisas de relativa frekvenserna för symptomindexen EFF 1 (allmänsymptom), EFF 2 (slemhinnesymptom) och EFF 3 (hudsymptom) för de olika gårdarna. Det framgår här att den största skillnaden mellan olika gårdar gällde allmän- och slemhinnesymptom. De högsta frekvenserna för allmänsymptom fanns i gårdarna C, D, E och P (51-63 %). Därefter fanns en grupp med lägre problemfrekvens; A, B, F och G (38-48 %). Lägst frekvens för allmänsymptomen hade referensgården R (27 %). När det gäller slemhinnesymptomen var problemfrekvensen högst i gårdarna C, D och E (59-62 %). Därefter kom gårdarna A, B, F och P (36-50 %) och lägst frekvens hade G och R (27-32 %). När det gäller hudsymptomen var skillnaden mindre mellan gårdarna. De högsta frekvenserna fanns i gårdarna C, D och E (38-41 %), därefter kom A, B, F, G och P (28-34 %) och lägst frekvens hade R (20 %).

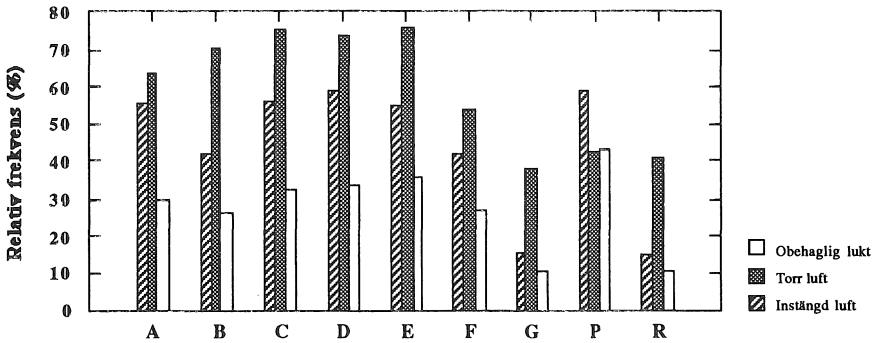


Figur 7.3 Relativa frekvenser av allmänsymptom (EFF 1), slemhinnesymptom (EFF 2), hudsymptom (EFF 3) för olika gårdar i problemområde I (A-G), problemområde II (P) och i referensområdet (R). För förklaring av de olika indexen se tabell 7.1.

Av denna frekvensfördelning att döma verkar det som om allmänsymptomen var starkast kopplade till flytspackelproblem. De högsta frekvenserna fanns i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel; C, D, E, F och P. Slemhinnesymptomen verkar också vara kopplade till det kaseinhaltiga flytspacklet men här kan ventilationsåtgärderna i gård F ha haft betydelse. Detsamma gäller för hudsymptomen men här var skillnaden mellan gårdarna mindre. Golvsaneringen av gård G verkar ha gett störst effekt när det gäller slemhinnesymptom men även allmänsymptom och hudsymptom har minskat radikalt.

Om man istället jämför klagomålen på luftkvalitet (instängd luft, torr luft och obehaglig lukt) visar det sig att även gårdarna A och B hade höga värden trots att dessa gårdar hade ett kaseinfritt kalkspackel, figur 7.4. I detta fall skiljer sig enbart gård G och referensgården (R) från de övriga med betydligt lägre relativa frekvenser. När det gäller klagomål på obehaglig lukt och instängd luft var den relativa frekvensen störst för gårdarna A, B, C, D, E, F samt P (obehaglig lukt; 27-43 %, instängd luft; 42-59 %) och lägst för gårdarna G och R (obehaglig lukt; 10-11 %, instängd luft; 15-16 %). Detta antyder att kaseinhaltigt flytspackel kan ha betydelse men kanske framförallt den PVC-matta som fanns i gårdarna A-F eftersom klagomålen var lika höga i gård A och B där det ej fanns kaseinhaltigt flytspackel men en PVC-matta av samma typ som i gårdarna C-F. Golvsaneringen i gård G verkar ha fungerat eftersom dess problemfrekvens liknar referensgården.

Klagomålen på torr luft var störst i gårdarna A, B, C, D och E (63-76 %). Därefter kom gård F (54 %) och slutligen gårdarna G, P och R med lägst problemfrekvens (38-43 %). I detta fall verkar ventilationsåtgärder i gårdarna F och G ha givit en positiv effekt.



Figur 7.4 Relativa frekvenser av upplevd luftkvalitet (miljöfaktorer) för olika gårdar i de två problemområdena (A-P) och i referensområdet (R). Den vertikala axeln anger den relativa frekvensen för olika problem i de olika gårdarna.

Sammanfattning av enkätresultat

Problemområdena (I och II) hade sammantaget en signifikant högre relativ problemfrekvens än referensområdet. Problemområde I var emellertid inte homogent med avseende på klagomål. Gårdarna med kalkspackel (A och B) hade lägre relativ problemfrekvens tillika med den sanerade gården (G). Även gård F som hade åtgärdad ventilation hade lägre problemfrekvens.

De undersökta gårdarna kan indelas i tre grupper med avseende på klagomålsfrekvenser. Referensgården hade lägst problemfrekvens. Därefter kom gårdarna A, B, F och G och slutligen gårdarna C, D, E och P med högst problemfrekvens. Av tabell 7.3 framgår gårdarnas tekniska uformning. Man kan då konstatera att de högsta problemfrekvenserna fanns i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel. I den mellersta gruppen fanns kaseinfritt kalkspackel (A, B) typgodkänt spackel (G) och kaseinhaltigt flytspackel men åtgärdad ventilation (F). Lägst var problemfrekvensen i referensgården (R).

Klagomålen på allmänsymptom verkade vara starkast kopplade till flytspackelproblem, därefter kom slemhinnesymptom och svagast koppling mellan kaseinhaltigt flytspackel och symptom gällde hudproblemen. Klagomål på luftkvalitet verkade inte enbart vara kopplade till kaseinhaltigt flytspackel utan kanske också till den golvmatta som fanns i problemområde I (PVC). Klagomålen på torr luft verkade vara kopplade till ventilationen men även till kaseinhaltigt flytspackel och PVC.

7.2 Resultat från tekniska mätningar

7.2.1 Flyktiga organiska ämnen (VOC) inne och ute

Analysen av inomhusluften i de undersökta lägenheterna visade att det fanns 73 enskilda ämnen med en koncentration över 1 $\mu g/m^3$ som valdes som detektionsgräns. Dessa enskilda ämnen kunde delas in i åtta olika kemiska grupper; alkaner, aromater, terpener, alkoholer, aldehyder, estrar, ketoner och halogener, tabell 7.5.

Andelen identifierade VOC-ämnen av totala halten VOC (TVOC), i de tagna luftproverna, varierade mellan 20-90 % med ett medelvärde på cirka 50 %. Denna andel beräknades genom att koncentrationen för alla identifierade ämnen (>1,0 $\mu g/m^3$) i varje prov adderades där denna summa sedan dividerades med TVOC.

Huvuddelen av de enskilda ämnena förekom endast i några få lägenheter. Av tabell 7.5 framgår vilka ämnen som förekom i minst 7 lägenheter, (≥10 % av 66 undersökta lägenheter). Dessa ämnen var alkaner; dekan, dodekan, nonan, oktan, undekan, aromater; etylbensen, toluen, trimetylbensen, xylen, terpener; limonen, alkoholer; 2-etylhexanol, butanol, aldehyder; bensaldehyd, dekanal, heptanal, hexanal, nonanal, oktanal, organiska syror; butylacetat, ketoner; metylheptenon.

Antalet ämnen inom varje grupp (>1,0 $\mu g/m^3$) har beräknats och framgår av tabell 7.4. Den största variationen fanns för alkaner och aldehyder där antalet alkaner varierade från 1 till 7 och antalet aldehyder varierade från 1 till 6. Variationen inom övriga grupper var något mindre. Totalantalet ämnen varierade från 5 till 18 med ett medelvärde på cirka 12 ämnen.

Tabell 7.4 Antal ämnen (n) i inomhusluften (VOC) i 66 lägenheter

	Antal ämnen som identifierades i inomhusluften (n)					
Ämne	Antal prov	Min	Max	Medel	Median	SD
Alkaner/alkener	66	1	7	3,3	3,3	1,7
Aromater	66	0	5	2,2	2,0	1,2
Terpener	66	0	2	0,7	1,0	0,6
Alkoholer	66	0	3	1,1	1,0	0,9
Aldehyder	66	1	6	3,8	4,0	1,3
Organiska syror/estrar	66	0	3	0,5	0,0	0,8
Ketoner	66	0	3	0,3	0,0	0,6
Halogener	66	0	2	0,1	0,0	0,3
Diverse	66	0	2	0,1	0,0	0,4
Totalantal	66	5	18	12,1	12,0	2,9

Tabell 7.5 Flyktiga organiska ämnen (VOC) i inomhusluften (>1,0 µg/m^3) i 66 lägenheter.

Ämne	Antal lgh där ämne identifierades	Koncentration Min (µg/m^3)	Max (µg/m^3)	Medel (µg/m^3)	SD	Median
TVOC	66	40,0	365,0	127,0	72,0	120,0
Butan	1	<1,0	2,3	<0,1	0,3	0,0
Butan grenad	1	<1,0	1,0	<0,1	0,1	0,0
Cyklohexan	1	<1,0	2,3	<0,1	0,3	0,0
Dekan*	46	<1,0	20,3	4,0	5,3	1,7
Dekan grenad	3	<1,0	13,0	0,5	2,2	0,0
Dodekan*	33	<1,0	9,3	1,3	1,8	0,5
Dodeken	1	<1,0	1,0	<0,1	0,1	0,0
Heptan	5	<1,0	4,2	0,2	0,7	0,0
Heptan grenad	4	<1,0	1,7	<0,1	0,3	0,0
Hexan	1	<1,0	21,9	0,4	2,9	0,0
Hexan grenad	3	<1,0	3,0	<0,1	0,4	0,0
Nonan*	30	<1,0	20,6	1,8	3,5	0,0
Nonan grenad	1	<1,0	6,3	0,2	0,9	0,0
Oktan*	20	<1,0	9,0	0,7	1,5	0,0
Pentadekan	2	<1,0	2,5	<0,1	0,4	0,0
Pentan	1	<1,0	2,0	<0,1	0,3	0,0
Tetradekan	4	<1,0	2,0	<0,1	0,5	0,0
Tetradekan grenad	1	<1,0	1,0	<0,1	0,1	0,0
Tridekan	6	<1,0	6,0	0,3	1,1	0,0
Undekan*	46	<1,0	23,0	2,7	3,7	1,9
Undekan grenad	3	<1,0	4,9	0,2	0,7	0,0
Undeken	2	<1,0	3,1	<0,1	0,4	0,0
Sum. Alkaner/Alkener*	66	1,0	60,7	12,6	13,1	7,3
Bensen	4	<1,0	2,4	<0,1	0,4	0,0
Dodekylbensen	1	<1,0	2,8	<0,1	0,4	0,0
Etylbensen*	10	<1,0	18,0	0,6	2,4	0,0
Metyletylbensen	2	<1,0	7,7	0,2	1,3	0,0
Styren	3	<1,0	1,7	<0,1	0,25	0,0
Toluen*	60	<1,0	42,3	8,2	9,7	5,0
Trimetylbensen*	19	<1,0	13,2	1,4	2,8	0,0
Xylen*	42	<1,0	82,0	5,5	12,9	2,9
Summa Aromater*	66	1,1	105,0	16,0	19,4	10,0
Alfa-Pinen	4	<1,0	12,3	0,3	1,7	0,0
Limonen*	36	<1,0	158,0	7,4	21,4	2,5
Myrcen	1	<1,0	6,2	<0,1	0,8	0,0
Summa Terpener*	39	<1,0	164,2	7,8	22,0	2,7
2-Butanol	2	<1,0	2,2	<0,1	0,4	0,0
2-etylhexanol*	32	<1,0	26,0	2,8	4,7	2,0
2-Propanol	3	<1,0	11,6	0,3	1,7	0,0
Bensenmetanol	2	<1,0	2,8	<0,1	0,4	0,0
Butanol*	23	<1,0	6,5	1,0	1,7	0,0
Butoxyetoxyetanol	3	<1,0	8,0	0,2	1,1	0,0
Etoxyetanol	2	<1,0	7,5	0,2	1,1	0,0

forts.

Tabell 7.5 Forts.

Ämne	Antal lgh där ämne identifierades	Koncentration Min ($\mu g/m^3$)	Max ($\mu g/m^3$)	Medel ($\mu g/m^3$)	SD	Median
Metyletylpentanol	2	<1,0	3,5	<0,1	0,5	0,0
Metylpropanol	1	<1,0	3,2	<0,1	0,4	0,0
Summa Alkoholer*	44	<1,0	27,1	3,7	5,2	2,0
2-Dekanal	2	<1,0	2,0	<0,1	0,3	0,0
Bensaldehyd*	7	<1,0	4,1	0,2	0,8	0,0
Butoxypropanal	2	<1,0	14,4	0,5	2,5	0,0
Dekanal*	60	<1,0	16,2	3,7	2,7	3,1
Furfural	1	<1,0	3,5	<0,1	0,5	0,0
Heptanal*	24	<1,0	8,0	0,9	1,5	0,0
Hexanal*	52	<1,0	23,8	3,6	4,0	2,9
Nonanal*	62	<1,0	44,3	6,5	5,7	5,3
Oktanal*	38	<1,0	9,9	1,9	2,0	1,6
Pentanal	1	<1,0	1,3	<0,1	0,2	0,0
Undekanal	1	<1,0	1,0	<0,1	<0,1	0,0
Summa Aldehyder*	66	2,5	55,0	16,8	10,1	14,0
Bensylacetat	1	<1,0	5,4	<0,1	0,7	0,0
Butoxyetoxyetanolacetat	1	<1,0	1,4	<0,1	0,2	0,0
Butylacetat*	16	<1,0	52,6	1,7	6,6	0,0
Dietylftlat	2	<1,0	2,7	<0,1	0,4	0,0
Etylacetat	3	<1,0	2,8	0,1	0,5	0,0
Metylbutylacetat	1	<1,0	0,9	<0,1	0,1	0,0
Pentylacetat	1	<1,0	2,4	<0,1	0,3	0,0
Propylacetat	2	<1,0	27,6	0,5	3,6	0,0
S. Estrar/Org. syror*	22	<1,0	80,0	2,5	10,1	0,0
2-Butanon	3	<1,0	5,0	0,1	0,7	0,0
C-13-on	2	<1,0	1,9	<0,1	0,3	0,0
Cyklohexanon	1	<1,0	13,0	0,2	1,7	0,0
Metylheptenon*	15	<1,0	6,3	0,7	1,6	0,0
Summa Ketoner	17	<1,0	20,7	1,1	3,0	0,0
Diklorbensen	2	<1,0	2,6	<0,1	0,4	0,0
Tetrakloretylen	3	<1,0	6,5	0,3	1,1	0,0
Triklortrifluormetan	1	<1,0	2,0	<0,1	0,3	0,0
Summa Halogener*	7	<1,0	7,0	0,3	1,2	1,0
Etylpyridin	1	<1,0	2,2	<0,1	0,3	0,0
Koldisulfid	2	<1,0	2,3	<0,1	0,4	0,0
Nikotin	1	<1,0	1,2	<0,1	0,2	0,0
Siloxan	4	<1,0	7,8	0,3	1,4	0,0
Svavelväte	1	<1,0	1,8	<0,1	0,2	0,0
Summa Div.	37	<1,0	8,0	0,5	1,5	0,0

*) Enskilda ämnen och grupper av ämnen som förekom i 7 eller fler lägenheter (≥10 % av totala antalet undersökta lägenheter (n=66))

VOC i uteluften

Totalkoncentrationen av VOC i uteluften (TVOC) var 10-60 µg/m^3 med ett medelvärde på 41 µg/m^3 (n=12). Det enskilda ämnet 2-etylhexanol kunde identifieras i enstaka prover (<1,0 µg/m^3). Totalhalten av aldehyder var i medeltal 5.6 µg/m^3 (3,1-9,4) där enskilda aldehyders koncentration var lägre än 1-2 µg/m^3.

7.2.2 Ventilation och inomhusklimat

Ventilationen i de undersökta lägenheterna framgår av tabell 7.6. Luftomsättningen var i de flesta fall högre än kravet i SBN från den aktuella tiden för byggnadernas uppförande (>0,5 oms/h). I medeltal tredubblades frånluftflödet vid forcerad ventilation vilket kan anses normalt.

Lufttrycksmätningar visade att det i regel var ett undertryck inomhus i förhållande till utomhusluften och trapphuset. Temperaturen var i genomsnitt cirka 22 °C och den relativa luftfuktigheten var cirka 37 % RH. Fukttillskottet var i medeltal 1.5 g/m^3 och understeg 3,0 g/m^3 i de flesta lägenheterna.

Tabell 7.6 Klimatfaktorer inomhus.

Faktor	Enhet	n	Min	Max	Medel	Median	SD
Ventilation	(oms/h)	66	0,3	1,5	0,7	0,6	0,24
Frånluft kök normal	(m^3/h)	47	12,5	75,0	24,8	25,0	13,8
Frånluft kök forcerat	(m^3/h)	41	35,5	135	79,5	90,0	30,7
Lufttrycksskillnad[1] (inne/ute) (N)[2]	(Pa)	54	-52	8	-7,4	-4,5	10,7
Lufttrycksskillnad (inne/ute) (F)[3]	(Pa)	54	-119	-2	-24,6	-14,5	25,4
Lufttrycksskillnad (inne/trphus) (N)	(Pa)	36	-35	20	-6,4	-5,0	10,3
Lufttrycksskillnad (inne/trphus) (F)	(Pa)	36	-76	15	-26,0	-20,0	20,3
Temperatur inomhus	(°C)	55	18,8	25,5	22,1	22,0	1,1
Relativ luftfuktighet inomhus	(% RH)	55	24,0	50,0	36,6	37,0	6,6
Fukttillskott inomhus	(g/m^3)	55	0,1	5,6	1,5	1,5	1,07

1) Minustecken anger undertryck inomhus
2) N=Normalt frånluftsflöde (Ingen forcering)
3) F=Forcerat frånluftsflöde (Köksfläkt)

7.2.3 Golvfaktorer

Den relativa fuktigheten i betongbjälklagen understeg i alla mellanbjälklag 70 % RH. I vissa bottenbjälklag, där det ej fanns underliggande kulvertar, var det fuktigare, 70-90 % RH, tabell 7.7. Ammoniakkoncentrationen under golvmattan varierade mellan 0-40 ppm. Spackeltjockleken slutligen varierade mellan 5-15 mm. Resultaten redovisas i tabell 7.7.

Tabell 7.7 Golvfaktorer i 55 lägenheter i problemområde I.

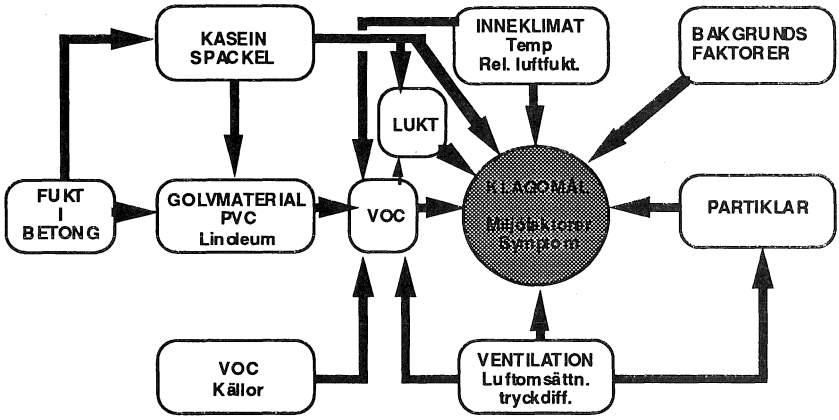
Faktor		n	Min	Max	Medel	SD
Relativ fuktighet i betong	(% RF)	55	33	90	52,1	12,99
Ammoniak under golvmatta [1)]	(ppm)	48	0	40	7,9	9,5
Spackeltjocklek min[2)]	(mm)	48	4	13	8,8	2,13
Spackeltjocklek max[2)]	(mm)	48	5	15	9,8	2,02

1) Mätningar gjorda på uttaget prov i laboratorium. Mätningar enbart utförda i problemområde I.
2) Mätningar enbart utförda i problemområde I.

7.2.4 Samband mellan tekniska faktorer och VOC

De uppmätta tekniska faktorerna vars resultat redovisades i föregående avsnitt utgör tillsammans ett system där det kan finnas olika samband. Inomhusmiljön med avseende på de uppmätta faktorerna kan beskrivas enligt figur 7.5 där möjligheter till påverkan har markerats med pilar. Systemet består av ett antal golvfaktorer med ett betongbjälklag som i ett tidigare skede hög relativ fuktigt och hög alkalitet. På detta betongbjälklag fanns olika typer av flytspackel. Ett av dessa flytspackel innehöll kasein som vid nedbrytning på grund av fukt och hög alkalitet avgav ammoniak och en typisk flytspackellukt, se kapitel 6. Eventuellt kan det nedbrutna spacklet ha påverkat golvmaterialet (PVC) men det är också känt att enbart fukt och hög alkalitet i den underliggande betongen kan vara en tillräcklig orsak till nedbrytning av mjukgörare i matta och lim. Påverkat golvmaterial kan avge VOC-ämnen till inomhusluften. Detta gäller främst PVC-material och lim som kan avge alkoholer (2-etylhexanol). Naturligtvis finns även en mängd andra VOC-källor i normala bostadsmiljöer, till exempel uteluft, installationssystem, andra byggnadsmaterial och verksamheten i byggnaden. Avgivningen av VOC till inomhusluften från byggnadsmaterial kan påverkas av inneklimatfaktorer såsom temperatur och relativ luftfuktighet. Koncentrationen av VOC i inomhusluften kan påverkas av ventilationen i bostaden och lufttrycksskillnader mellan bostaden och uteluften respektive trapphus och intilliggande lägenheter. Ventilationen kan även påverka mängden partiklar i inomhusluften.

Tillsammans utgör dessa uppmätta variabler potentiella riskfaktorer för sjuka-hus syndromet. Problemet är emellertid att avgöra om det finns direkta samband mellan en faktor och klagomålen eller om det är fråga om indirekta samband enligt figur 7.5



Figur 7.5 Modell över möjliga samband mellan olika tekniska faktorer.

I syfte att undersöka möjliga samband enligt figur 7.5 har ett antal korrelationsstudier gjorts med avseende på de uppmätta tekniska faktorerna. Samband mellan ammoniak under golvbeläggning och avgivning av VOC-ämnen från golvmaterialet har studerats tillika med inneklimatets och ventilationens påverkan på VOC-förekomsten inomhus.

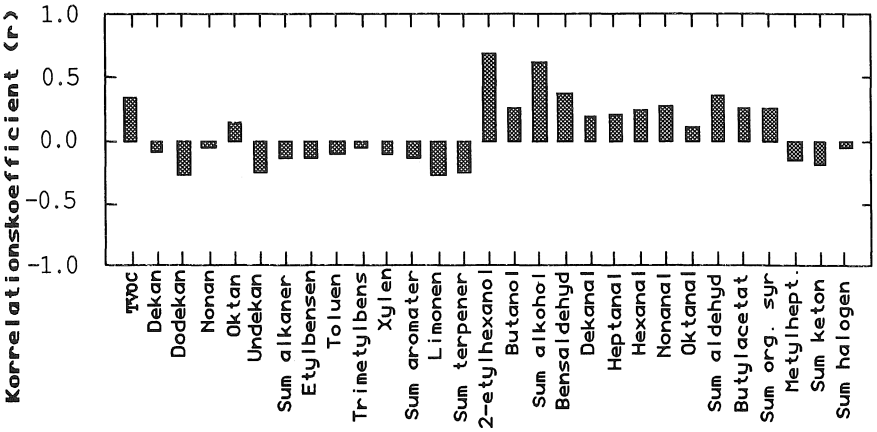
7.2.4.1 Fukt i betong

Fuktmätningarna i betongbjälklagen visade att alla mellanbjälklag var torra (<70 % RH). Detta är också vad man kan förvänta sig eftersom uttorkning har varit möjlig under ca tio år. Även flera bottenbjälklag var torra eftersom det fanns underliggande kulvertar som medförde att bjälklagen i praktiken kan betraktas som ett mellanbjälklag. I vissa botten-bjälklag, där den relativa fuktigheten var högre (70-90 % RH), kunde trots detta ingen högre koncentration av VOC-ämnen i inomhusluften konstateras. Detta innebär naturligtvis inte att fukt i den underliggande betongen är en oviktig faktor men den huvudsakliga orsaken till nedbrytning av spackel och eventuellt PVC-matta har troligen i alla bjälklagen varit byggfukt under en tid efter att byggnaden uppfördes. I detta avseende har alla bjälklag varit lika fuktiga under en relativt lång tid.

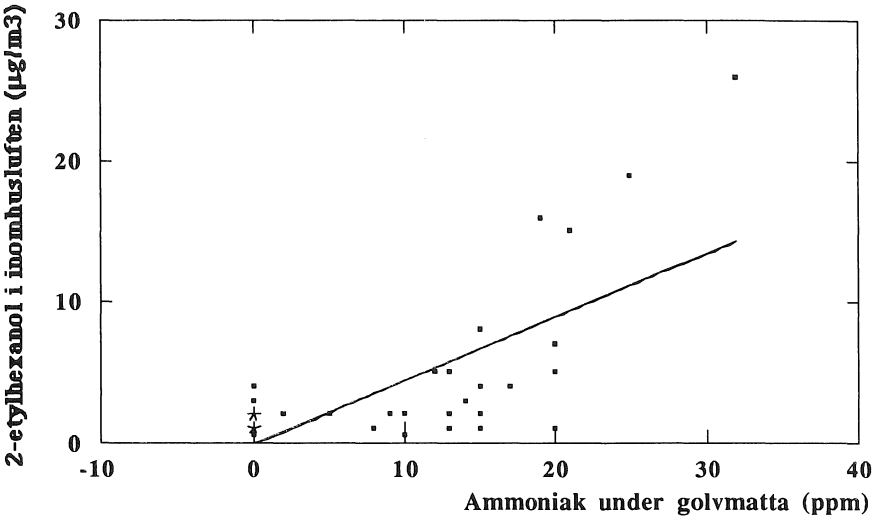
7.2.4.2 Ammoniak under golvmattor vid kaseinhaltigt flytspackel

Kaseinhaltigt flytspackel som utsätts för hög fukt och hög alkalitet kan brytas ned vilket ofta medför en produktion av ammoniak. En frågeställning är i detta sammanhang huruvida denna ammoniak eller andra föroreningar kan kopplas till luftföroreningar av VOC-typ. I figur 7.6 redovisas korrelationen (r) mellan halten ammoniak under golvmattan (ppm) och koncentrationen av enskilda VOC-ämnen i inomhusluften. Resultaten härrör enbart från lägenheter med PVC-matta, (problemområde I) (n=42). Det framgår att det fanns en tendens till att koncentrationen av 2-etylhexanol, bensaldehyd och summa alkoholer i inomhusluften korrelerade med ammoniakkoncentrationen under golvmattan, figur

7.7. Detta kan tyda på att det finns ett samband mellan kaseinhaltigt flytspackel och påverkan av PVC-mattor. Påpekas bör dock att den ursprungliga orsaken är fukt i betongbjälklaget som har brutit ner spackel och även påverkat PVC-mattan. Det fanns enligt figur 7.6 även en tendens till samband mellan ammoniak under golvmattan och aldehyder i inomhusluften men dessa resultat var inte signifikanta.



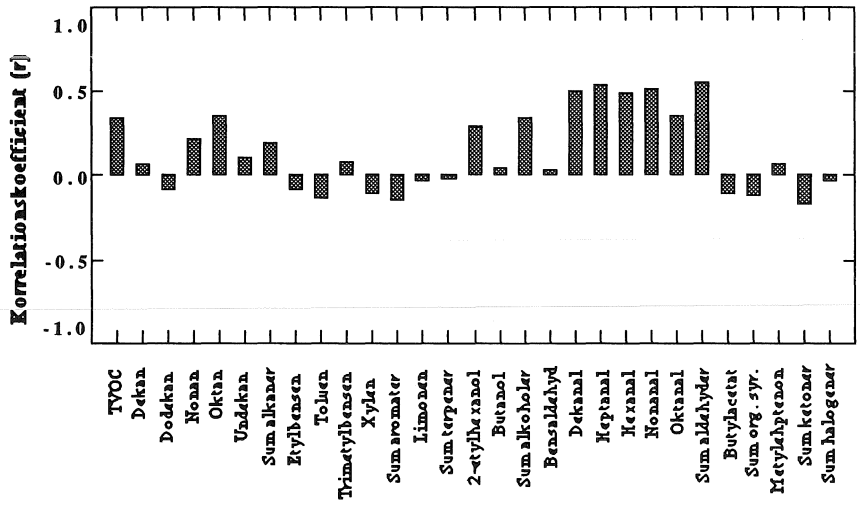
Figur 7.6 Korrelation (Pearson, korrelationskoefficient (r)) mellan ammoniak under golvmatta (ppm) och koncentrationen av enskilda VOC-ämnen i inomhusluften (n=42).



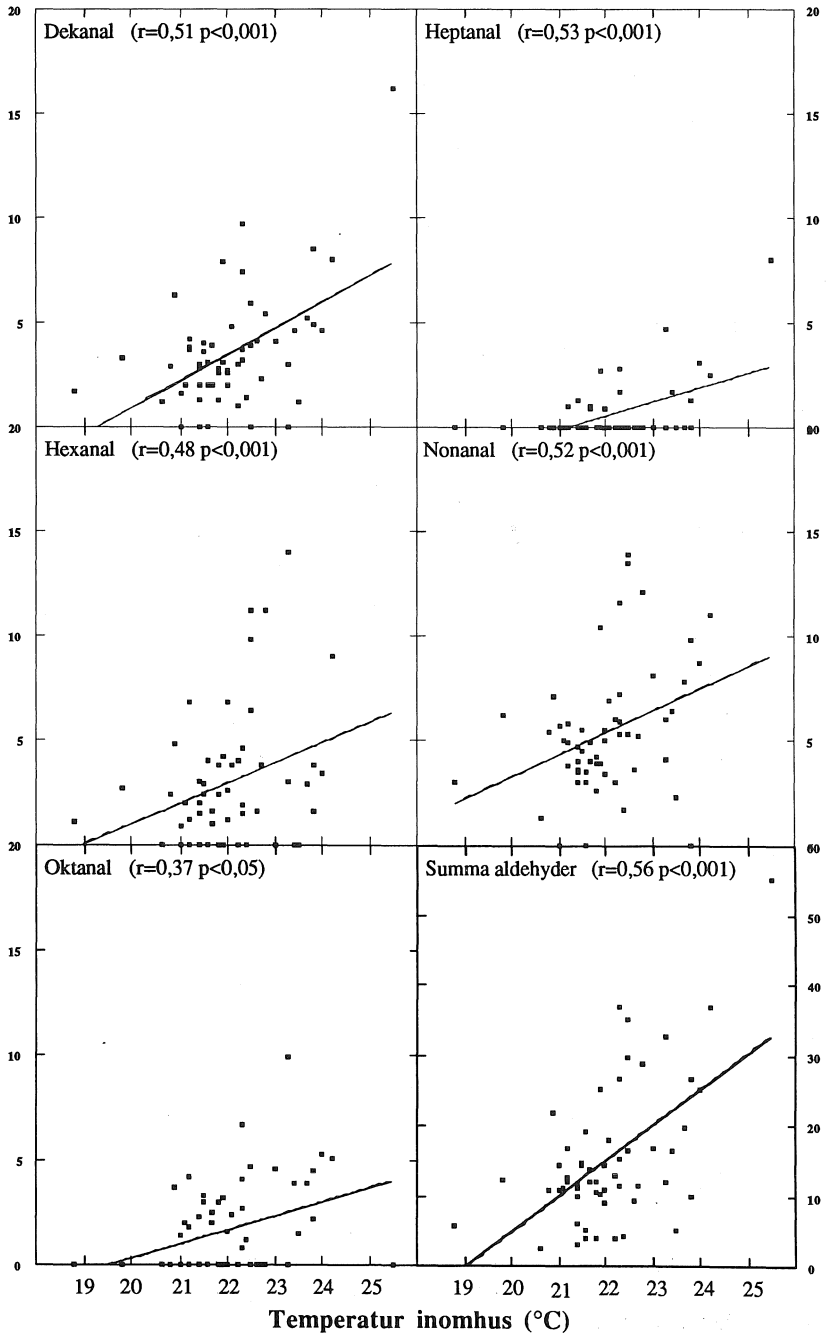
Figur 7.7 Korrelation (Pearson) mellan 2-etylhexanol i inomhusluften och koncentrationen av ammoniak under golvmattan i lägenheter i problemområde I med PVC-matta. (r=0.69, p<0.001, n=42). Det fanns därmed en tendens till samband mellan koncentrationen av ammoniak under golvmattan (indikator på nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel) och koncentrationen av 2-etylhexanol i inomhusluften. Denna alkohol härrör troligen från en nedbrytning av mjukgöraren i PVC-mattan.

7.2.4.3 Temperatur inomhus

Temperaturens inverkan på koncentrationen av VOC i inomhusluften studerades genom en korrelationsstudie mellan temperatur och koncentrationen av VOC i inomhusluften, (enskilda VOC-ämnen samt TVOC). Studien visade att det fanns en positiv korrelation mellan temperatur och koncentrationen av flera enskilda VOC-ämnen inklusive TVOC, figur 7.8. Sambanden var emellertid inte starka (r<0.56) och i de flesta fall inte signifikanta. Man kan dock konstatera att den kemiska gruppen aldehyder (dekanal, heptanal, hexanal, nonanal, oktanal, summa aldehyder) var de enskilda ämnen som uppvisade det starkaste sambandet med temperaturen inomhus. Korrelationen i dessa fall var signifikant (p<0.05). Sambanden mellan temperatur och enskilda aldehyder samt totala koncentrationen av den kemiska gruppen aldehyder framgår av figur 7.9.



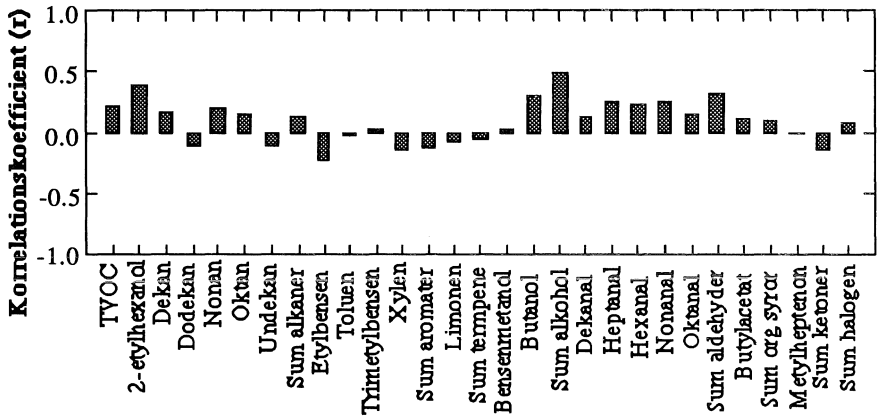
Figur 7.8 Korrelation (Pearson) mellan temperatur inomhus och koncentrationen av olika VOC-ämnen i inomhusluften (n=56). Det fanns i de flesta fall ett positivt samband mellan temperatur och VOC-koncentrationen i inomhusluften men korrelationen var inte hög (r<0.56) och de flesta resultat var inte signifikanta. Starkast samband fanns mellan temperatur och enskilda aldehyder (eg. dekanal, heptanal, hexanal, nonanal, oktanal) samt summa aldehyder där korrelationen var signifikant (p<0.001).



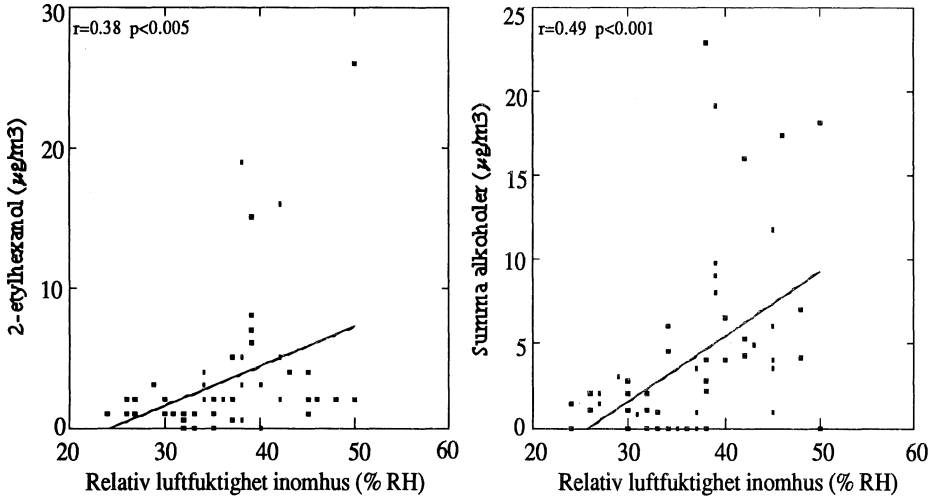
Figur 7.9 Korrelation mellan temperatur inomhus och enskilda aldehyder (n=56).

7.2.4.4 Relativ luftfuktighet inomhus

Den relativa luftfuktigheten inomhus och sambandet med VOC-förekomsten studerades i en korrelationsstudie. Av figur 7.10 framgår att korrelationskoefficienten var låg för de flesta VOC-ämnen (r<0.49) och resultaten var i de flesta fall inte signifikanta. De högsta korrelationerna erhölls för alkoholer (2-etylhexanol och summa alkoholer) figur 7.11 och aldehyder (summa aldehyder (r=0.32).



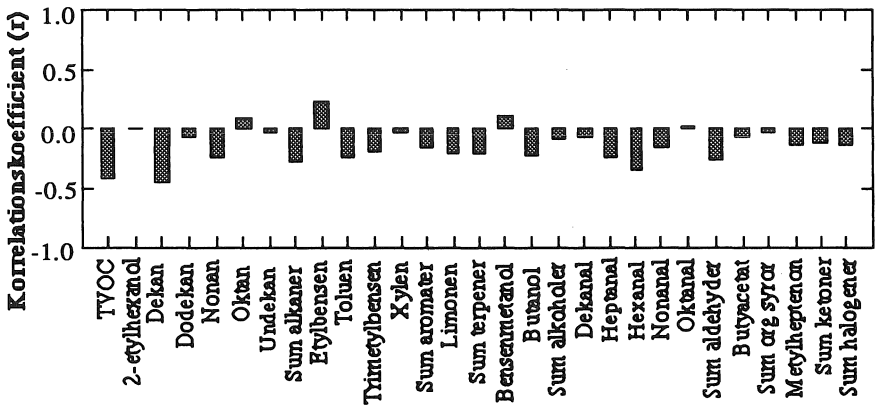
Figur 7.10 Korrelation (Pearson korrelationskoefficient (r)) mellan relativ luftfuktighet i inomhusluften och koncentrationen av olika VOC-ämnen i inomhusluften, (n=56). De högsta korrelationskoefficienterna erhölls för alkoholer. Övriga samband var inte signifikanta.



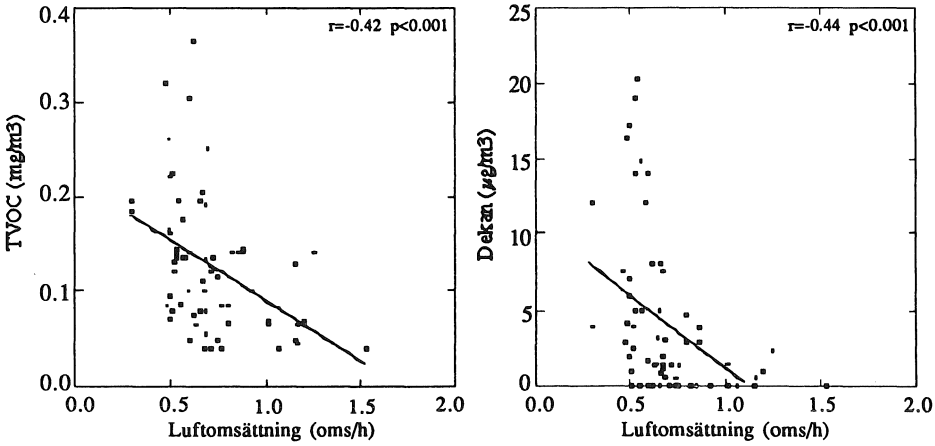
Figur 7.11 Korrelation mellan relativ luftfuktighet inomhus och alkoholer i inomhusluften, (n=56), (2-etylhexanol och summa alkoholer).

7.2.4.5 Ventilation

Luftomsättningen inomhus bör rimligtvis påverka mängden luftföroreningar i inomhusluften. I föreliggande studie var emellertid sambandet inte starkt mellan de båda faktorerna, figur 7.12. Man kan konstatera att korrelationen var negativ men i de flesta fall var resultaten inte signifikanta. De högsta korrelationerna erhölls för den totala mängden flyktiga organiska ämnen (TVOC) och det enskilda ämnet dekan, figur 7.13.



Figur 7.12 Korrelation (Pearson korrelationskoefficienten (r)) mellan ventilationen (luftomsättning) inomhus och koncentrationen av olika VOC-ämnen i inomhusluften, (n=66).

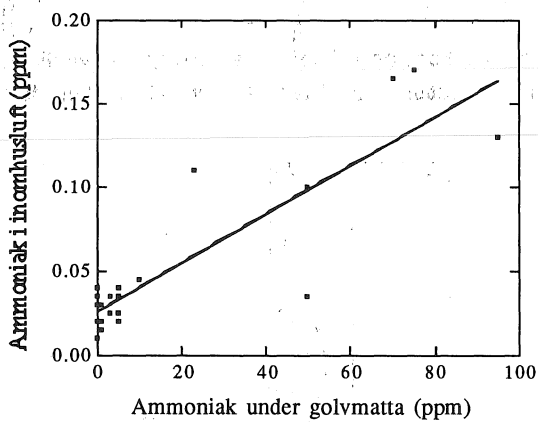


Figur 7.13 Korrelationen mellan ventilation (luftomsättning) och den totala halten av flyktiga organiska ämnen (TVOC) samt det enskilda ämnet dekan i inomhusluften, (n=66).

7.2.4.6 Ammoniak och aminer i inomhusluften

Inom ramen för projektet gjordes mätningar av koncentrationen av ammoniak och aminer i inomhusluften. Denna del av projektet genomfördes som ett examansarbete (Samuelson et al 1993). En frågeställning vid flytspackelproblem är huruvida den ammoniak som kan finnas under golvmattan är en specifik hälsofaktor. Förutsättningen för detta är att det finns högre halter av ammoniak i inomhusluften där det finns kaseinhaltigt spackel än i byggnader utan kaseinhaltigt flytspackel. Av figur 7.14 framgår att det fanns något förhöjda halter av ammoniak i inomhusluften där koncentrationen var förhöjd under mattan. Det framgår också att det fanns en viss bakgrundsnivå i alla mätlägenhter (<0.05 ppm). Frågan är dock om de uppmätta halterna (<0.2 ppm) kan ha någon medicinsk betydelse. Gränsvärdet för industriella miljöer är 25 ppm (Arbetarskyddsstyrelsen 1990).

Aminer (eg. trimetylamin, trietylamin) i inomhusluften påvisades enbart i ett fåtal lägenheter i problemområde II. Dessa prover var uteslutande från lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel och där den relativa fuktigheten i betongbjälklaget översteg 75-80 % RH. Koncentrationerna låg dock nära detektionsgränsen. Analyserna gjordes med avseende på två aminer; trimetylamin (0.001-0.002 mg/m^3) och trietylamin (0.007-0.019 mg/m^3), (Samuelson et al 1993).



Figur 7.14 Korrelation (Pearson korrelationskoefficient) mellan halten ammoniak under golvmatta och i inomhusluften (r=0.88, p<0.001, n=23), (Samuelson et al 1993).

Sammanfattning

Den föregående korrelationsstudien visade inte på starka samband och de flesta resultat var inte signifikanta. Det fanns emellertid ett antal resultat som antydde vissa samband. Den vid mättillfället uppmätta relativa fuktigheten i betongbjälklagen verkade inte påverka koncentrationen av VOC i inomhusluften. Detta tyder på att fuktproblematiken kan hänföras till den byggfukt som fanns i alla bjälklag i samband med byggnadernas upp-

förande. Det verkade vidare som om kaseinhaltigt flytspackel kunde påverka avgivningen av 2-etylhexanol från PVC-mattan där det fanns ett svagt samband mellan ammoniak under golvmattan och halten av alkoholen i inomhusluften.

Vidare antydde korrelationsstudien att lufttemperaturen inomhus korrelerade positivt med koncentrationen av enskilda aldehyder och summa aldehyder i inomhusluften. Även inomhusluftens relativa luftfuktighet korrelerade svagt med alkoholer. Man kunde också skönja att en högre luftomsättning inomhus minskade halten av TVOC och det enskilda ämnet dekan. I övrigt fanns inga signifikanta samband mellan ventilation och VOC.

Slutligen verkade det som om koncentrationen av ammoniak i inomhusluften var något högre i lägenheter där koncentrationen av ammoniak var förhöjd under golvmattan. Det bör dock påpekas att de högsta koncentrationerna var lägre än 0,2 ppm i inomhusluften.

7.2.5 VOC-system

En korrelationsanalys gjordes med avseende på enskilda VOC-ämnen i inomhusluften. I analysen togs de 20 enskilda ämnen med som förekom i mer än 10 % av de undersökta lägenheterna (se tabell 7.5). Korrelationsmatrisen redovisas i tabell 7.8.

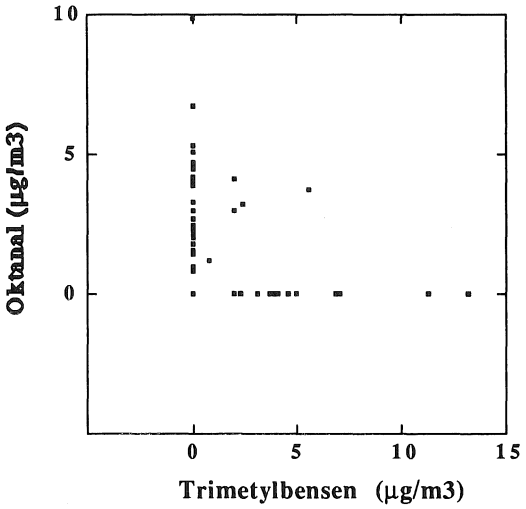
Av korrelationsmatrisen, tabell 7.8, framgår att TVOC korrelerar ($r>0,50$) med ett antal enskilda ämnen; dekan, nonan, (alkaner), toluen, (aromat), butanol, (alkohol), samt nonanal och hexanal, (aldehyder). Högst korrelation fanns mellan hexanal och TVOC ($r=0,72$). De enskilda aldehyderna bensaldehyd och oktanal uppvisade ingen korrelation med TVOC.

Vidare framgår att olika aldehyder i vissa fall korrelerar med varandra; dekanal, heptanal, hexanal, nonanal och oktanal. Även metylheptenon (keton) verkade korrelera med vissa enskilda aldehyder (dekanal, heptanal, oktanal). Vissa aldehyder korrelerade svagt med 2-etylhexanol men ej med butanol, förutom hexanal som korrelerade med butanol.

Det framgår vidare att oktanal stod i ett omvänt förhållande till den enskilda aromaten trimetylbensen. Vid en ingående analys av detta samband visade det sig att där oktanal förekom kunde inte trimetylbensen identifieras, figur 7.15. Övriga aldehyder uppvisade inte detta omvända samband med trimetylbensen.

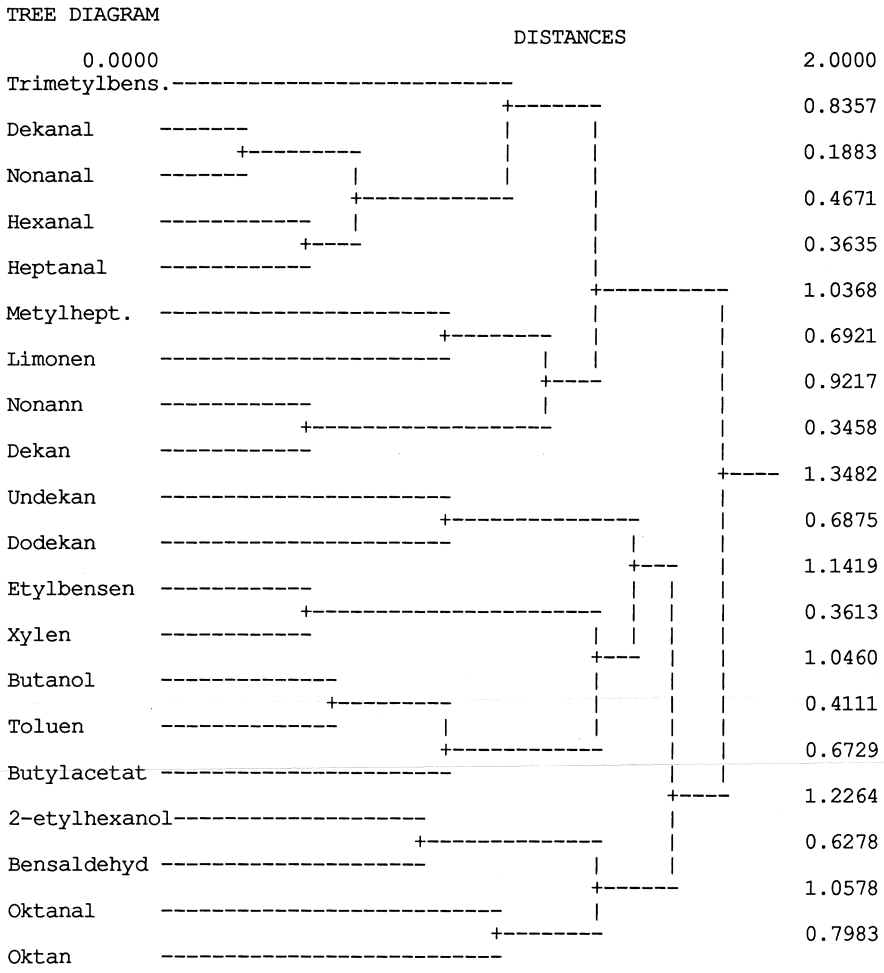
	TVOC	Alkaner					Aromater			Terpen	Alkoholer		Aldehyder					Org Syror	Keton	
	TVOC	Dodekan	Oktan	Etylbensen	Trimetylb.	Limonen	Butanol	Dekanal	Hexanal	Oktanal	Metylhept.									
		Dekan	Nonan	Undekan	Toluen	Xylen	2-etylhex	Bensald.	Heptanal	Nonanal	Butylace									
TVOC	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Dekan	0,51	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Dodekan	0,01	0,18	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Nonan	0,58	0,66	0,05	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Oktan	0,25	-0,05	-0,20	0,49	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Undekan	0,17	0,48	0,30	0,23	0,10	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Etylbensen	0,05	-0,02	0,02	-0,03	-0,04	-0,10	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Toluen	0,50	0,27	0,17	0,43	0,06	0,02	-0,04	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Trimetylbens	0,44	0,23	0,02	0,05	0,07	0,28	-0,05	0,12	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Xylen	0,21	0,03	0,02	0,07	-0,06	-0,10	0,64	0,18	0,11	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,	,
Limonen	0,38	0,10	-0,01	0,16	0,02	0,05	-0,06	0,04	0,23	0,02	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,	,
2-etylhexanol	0,36	-0,03	-0,12	0,01	0,15	-0,08	0,01	0,09	0,28	-0,06	-0,10	1,00	,	,	,	,	,	,	,	,
Butanol	0,51	0,49	0,13	0,52	-0,04	0,07	0,00	0,58	0,12	0,07	0,07	0,26	1,00	,	,	,	,	,	,	,
Bensaldehyd	0,00	-0,15	0,00	-0,12	-0,06	-0,12	-0,01	-0,07	0,02	-0,04	-0,06	0,37	0,16	1,00	,	,	,	,	,	,
Dekanal	0,41	-0,03	-0,09	0,06	0,18	0,00	-0,11	-0,16	0,25	-0,13	0,14	0,27	-0,06	0,18	1,00	,	,	,	,	,
Heptanal	0,42	0,20	-0,30	0,44	0,51	0,07	-0,14	-0,06	0,16	-0,18	0,08	0,09	-0,04	-0,10	0,55	1,00	,	,	,	,
Hexanal	0,72	0,54	0,05	0,59	0,35	0,24	-0,09	0,29	0,48	-0,02	0,03	0,31	0,44	0,11	0,53	0,63	1,00	,	,	,
Nonanal	0,53	0,13	-0,04	0,20	0,33	0,12	-0,07	-0,07	0,45	-0,11	0,06	0,35	-0,01	0,17	0,81	0,67	0,77	1,00	,	,
Oktanal	-0,03	-0,06	-0,22	0,23	0,21	-0,18	-0,14	-0,03	-0,35	-0,20	-0,17	0,02	0,05	0,21	0,31	0,40	0,16	0,14	1,00	,
Butylacetat	0,33	0,06	-0,12	-0,01	-0,04	-0,07	-0,04	0,36	0,03	0,00	-0,04	0,19	0,32	-0,02	-0,15	-0,05	0,00	-0,09	-0,10	1,00 ,
Metylheptenon	0,21	0,13	-0,06	0,07	-0,06	0,05	-0,07	-0,06	-0,04	-0,11	0,30	-0,18	-0,10	-0,05	0,47	0,37	0,14	0,19	0,30	-0,08 1,00

Tabell 7.8 Korrelationsmatris (Pearson) för 20 enskilda VOC-ämnen som förekom i minst 7 lägenheter (>10%) av de 66 lägenheterna som ingick i undersökningen.



Figur 7.15 Samband mellan oktanal (aldehyd) och trimetylbensen (aromat) i 66 lägenheter. I de flesta fall kunde inte de båda ämnena identifieras samtidigt. Där det fanns oktanal kunde oftast inte trimetylbensen identifieras och vice versa.

För att studera hela VOC-systemet gjordes en typ av mönsteranalys (Hierarchical Cluster), figur 7.16, med avseende på de 20 enskilda VOC-ämnen som förekom i mer än 10 % av de undersökta lägenheterna. Här framgick att det fanns ett antal grupper av kemikalier som korrelerade intern koncentrationsmässigt. En grupp utgjordes av 2-etylhexanol och bensaldehyd samt oktanal och oktan. Det fanns även en grupp med aldehyderna dekanal, nonanal, hexanal och heptanal. En grupp bestod av metylheptenon, limonen, nonan och dekan och en av etylbensen, xylen, butanol, toluen och butylacetat.



Figur 7.16 Hierarchical Cluster analys (Distance metric; 1-Pearson coefficient complete linkage method) av 20 enskilda VOC-ämnen i inomhusluften som förekom i mer än 10 % av de 66 undersökta lägenheterna. Av analysen framgår att det fanns ett antall kemikaliegrupper där enskilda VOC-ämnen korrelerade internt med avseende på koncentrationen. En grupp utgjordes av 2-etylhexanol och bensaldehyd samt oktanal och oktan. Det fanns även en grupp med aldehyderna dekanal, nonanal, hexanal och heptanal. En grupp bestod av metylheptenon, limonen, nonan och dekan och en av etylbensen, xylen, butanol, toluen och butylacetat.

8 SAMBAND MELLAN TEKNISKA MÄT-RESULTAT OCH SBS

8.1 Allmänt

Sambandsanalyser har gjorts på gårds- och individnivå. Det huvudsakliga arbetet ligger emellertid på gårdsanalysen eftersom antalet individer i individanalysen blev mycket litet. Detta är ett generellt problem vid sjuka-hus studier i bostäder eftersom relativt få individer kan kopplas till varje enskild mätning. Analyserna är gjorda dels med en typ av mönster-analys, Principal Component Analys (PCA), där s.k latenta variabler har använts, dels med avseende på de ursprungliga variablerna med enkel linjär regression och varians-analys. De olika analyserna beskrivs i kapitel 3.4 och 3.5.

Gårdsanalys

I gårdsanalysen har som beroende variabler använts den relativa frekvensen för olika klagomål för de olika gårdarna. Klagomålen innefattar olika sjuka-hus symptom (enkät-svar; "Ja ofta") och olika problemindex (se tabell 7.1). De undersökta lägenheterna (gårdar) har också indelats i olika grupper med avseende på teknisk utformning (eg. flytspackeltyp, ventilationssystem, govlmaterial m.m.). Denna indelning av gårdarna har också legat till grund för analyser av kemiska mönster och ursprungliga tekniska variabler. Denna indelningsgrund innebar att analyserna inte enbart gjordes med avseende på resultat från enkätundersökningarna (eg. relativa frekvenser av klagomål) utan också utifrån en kvalitativ skillnad med avseende på lägenheternas tekniska utformning.

I analysen ingick totalt 9 gårdar från 3 problemområden; 8 från problemområde I och 1 från problemområde II samt 1 från referensområdet. Gårdarnas tekniska utformning med avseende på golvspackeltyp, ventilationssystem och golvmaterial samt antal lägenheter där mätningar gjordes framgår av kapitel 3 och tabell 8.1. De tekniska variablerna från mätningarna har utgjort de påverkande variablerna (exponeringsfaktorer) i de genomförda analyserna. De tekniska resultaten härrör från mätningar i 6-10 slumpmässigt utvalda lägenheter i varje gård vilka därmed utgör ett stickprovsunderlag som ska representera gården som helhet.

Tabell 8.1 Antal gårdar och lägenheter som ingick i gårdsanalysen samt deras tekniska utformning med avseende på typ av golvspackel, ventilationssystem och typ av golvmaterial.

Gårds-beteckning	Problemområde	Golvspackel-typ[1)]	Vent. system[2)]	Golv-material[3)]	Antal lgh per gård	Antal under-sökta lgh
A	I	Kalk	FTX	PVC	102	8
B	I	Kalk	FTX	PVC	121	7
C	I	Kasein	FTX	PVC	110	7
D	I	Kasein	FTX	PVC	99	6
E	I	Kasein	FTX	PVC	130	8
F	I	Kasein	F[4)]	PVC	92	6
G	I	Typgodk	F[4)]	Lin	127	6
P	II	Kasein	F	Lin	50	10
R	Referens	Inget spackel	FTX	Lin	292	8
					Σ1123	Σ66

1) Tre olika golvspackel fanns i de undersökta lägenheterna; Kalk=kaseinfritt kalkspackel, Kasein=Kaseinhaltigt flytspackel, Typgodk.= Sanerade golv med typgodkänt spackel där det tidigare fanns ett kaseinhaltigt flytspackel

2) Två olika ventilationssystem fanns i de undersökta lägenheterna; FTX=mekaniskt balanserad ventilation med från- och tilluft samt roterande värmeväxlare, F=Mekanisk frånluft med tilluftsventiler i sovrum.

3) Två olika golvmaterial fanns i de undersökta lägenheterna; PVC och Linoleum

4) Tidigare FTX-system utbytt till ett F-system cirka ett år före undersökningen

Individanalys

Individanalysen har gjorts med enskilda individers enkätsvar som beroende variabel. I denna del ingick enbart enkätsvar från boende i problemområde I (n=82). Den beroende variabeln fanns här som två alternativ; (a) 1="Ja ofta", 2="Ja ibland", 3="Nej aldrig", (b) 1="Ja ofta", 2="Ja ibland" eller "Nej aldrig". Resultat från tekniska mätningar härrör från 48 lägenheter vilka även ingick i gårdsanalysen.

Strategi för analyser

Gårdsanalysen gjordes i sex steg (a-f). I ett första steg (a) användes mönsteranalys (PCA) för att urskilja urskilja kritiska (och icke kritiska) föroreningsmönster (eg. enskilda VOC-ämnen och andra tekniska faktorer) som kunde associeras till lägenheter och gårdar med hög respektive låg problemfrekvens och/eller lägenheter med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Med kritiska ämnen eller mönster avses VOC-variabler som kan associeras till miljöer med kaseinhaltigt flytspackel och höga klagomålsfrekvenser medan de icke kritiska faktorerna associeras till övriga lägenheter och gårdar utan kaseinhaltigt spackel och lägre problemfrekvenser. Principen för den valda mönsteranalysen (PCA)

redovisas översiktligt i kapitel 3.4. Nästa steg (b) var att undersöka om de kritiska ämnena som erhölls i mönsteranalysen korrelerade med problemfrekvensen betraktade som enskilda variabler. Denna del av analysen hade som främsta uppgift att ge mönsteranalysen en innebörd. Det bör dock påpekas att den senare analysen inte tar hänsyn till eventuella interaktionseffekter mellan enskilda variabler vilket mönsteranalysen i viss mening gör. I nästa steg (c) undersöktes om ett additivt mått för de kritiska (och icke kritiska) ämnena korrelerade med klagomålsfrekvensen och om sambanden blev tydligare med ett sådant exponeringsmått jämfört med koncentrationen för de enskilda ämnena. Därefter gjordes försök (d) att studera eventuella interaktionseffekter mellan enskilda VOC-variabler. Härvid användes olika exponeringsmått för relationen (eg. kvoten) mellan olika grupper av kemiska ämnen (eg. kritiska och icke kritiska) och de kritiska respektive icke kritiska ämnenas koncentrationsandel av TVOC. I nästa steg (e) redovisas skillnader i olika exponeringsmått mellan de olika gårdarna med avseende på olikheter i teknisk utformning. Denna beskrivning av resultaten kan betraktas som kvalitativ och bortsåg från olikheter i klagomålsfrekvenser. Slutligen (f) undersöktes inomhusklimatets (eg. temperatur, relativ luftfuktighet, ventilation) inverkan med avseende på de kritiska exponeringsfaktorer som erhölls i tidigare analyser.

I individanalysen gjordes en mönsteranalys (PCA) med avseende på tekniska faktorer (eg. VOC, ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet). Därefter prövades enskilda VOC-variablers inverkan på symptomförekomsten med variansanalys. I ett tredje steg prövades och undersöktes om de i gårdsanalysen beräknade exponeringsindexen inverkade på de individuella klagomålen. Slutligen undersöktes ventilationens inverkan på symptomförekomsten.

8.2 Gårdsanalys

8.2.1 Mönsteranalys på gårdsnivå (PCA)

Inomhusmiljön i de undersökta gårdarna (lägenheterna) beskrevs med resultaten från de tekniska mätningarna (ursprungliga variabler). Men istället för att undersöka skillnader mellan olika miljöer på substansnivå (enskilda tekniska variabler) så beskrevs inomhusmiljön med s. k latenta variabler.

VOC-analyserna visade att det i de aktuella lägenheterna kunde identifieras 73 olika VOC-ämnen med en koncentration som var högre än cirka 1 µg/m3 (vald detektionsgräns). Dessa enskilda ämnen kunde delas in i 8 olika kemiska grupper. I analysen togs koncentrationen av ett enskilt ämne med om ämnet förekom i 7 lägenheter eller fler av totalt 66 lägenheter (>10 %) tabell 7.5. Dessutom togs den totala koncentrationen för varje kemisk grupp med samt den totala koncentrationen av flyktiga organiska ämnen i inomhusluften (TVOC), tabell 8.2. Dessutom ingick antal ämnen inom varje kemisk grupp samt totala antalet ämnen. Slutligen ingick tre inneklimatfaktorer, ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet. Detta innebar att det tillsammans ingick 41 olika ursprungliga variabler i analysen.

För val av antal latenta variabler användes Kaisers kriterium där den enskilda variabelns egenvärde (E) ska överstiga 1.0 (Chatfield et al 1980). Ett annat kriterium för att analysen ska vara meningsfylld är att de latenta variablerna (E>1.0) tillsammans bör förklara betydligt mer än 50 % av variansen bland de ursprungliga variablerna. Eftersom den ursprungliga matrisen var rektangulär beräknades de latenta variablerna utifrån en kvadratisk korrelationsmatris (Pearson). Slutligen normaliserades de ursprungliga variablerna för att undvika olika mätenheters inverkan på resultaten.

Tabell 8.2 Ursprungliga variabler (VOC) som togs med i mönsteranalysen (PCA). I de undersökta lägenheterna (n=66) fanns 20 enskilda VOC-ämnen som förekom imer än 10 % av lägenhetsbståndet (≥ 7 lgh). Dessa enskilda ämnen kunde hänföras till 8 kemiska grupper.

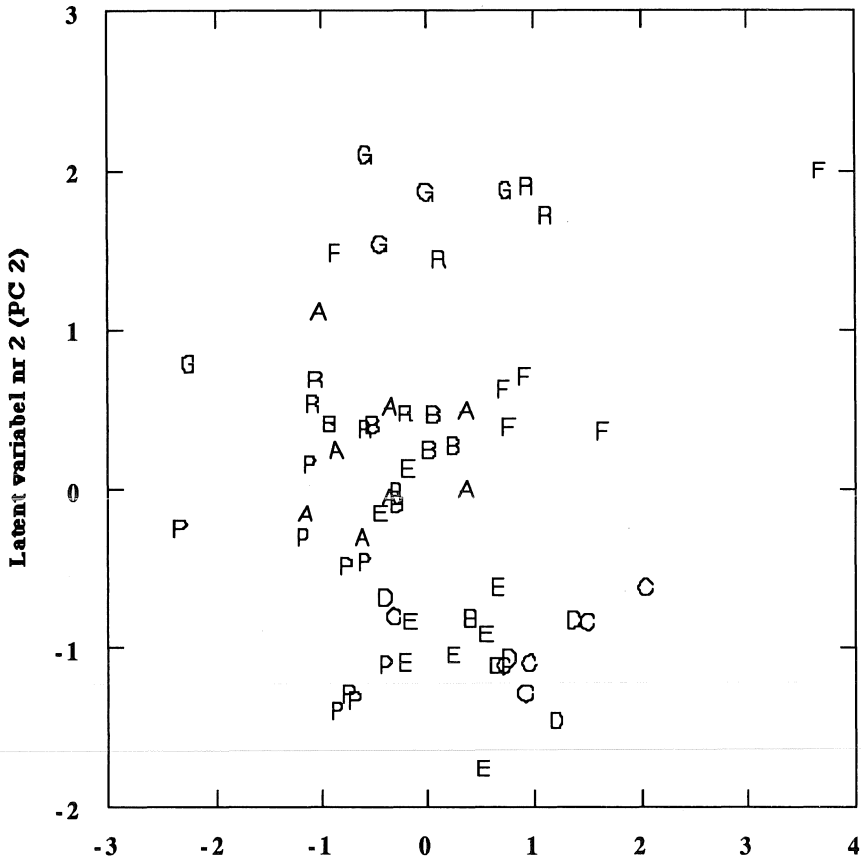
Alkaner	Aromater	Terpener	Alkoholer	Aldehyder	Estrar	Ketoner	Halogener
Dekan	Etylbensen	Limonen	2-etylhexanol	Bensaldehyd	Butylacetat	Metylhept.	S:a Halo-
Dodekan	Toluen	S:aTerpener	Butanol	Dekanal	S:a Estrar	S:a Ketoner	gener
Oktan	Trimetylbensen		S:a Alkoholer	Heptanal			
Nonan	Xylen			Hexanal			
Undekan	S:a Aromater			Nonanal			
S:a Alkaner				Oktanal			
				S:a Aldehyder			

Principal Component Analysen (PCA) visade att de 12 första latenta variablerna erhöll ett egenvärde större än 1,0. Dessa latenta variabler beskrev 82 % av variansen bland de ursprungliga 41 variablerna. Det första steget i principalkomponentanalysen innebar därmed att inomhusmiljön som ursprungligen bestod av ett system i 41 dimensioner (ursprungliga variabler) kunde beskrivas till drygt 80 % av de 12 första latenta variablerna. De olika latenta variablerna kan tolkas som olika submönster till det ursprungliga mönstret i 41 dimensioner. Genom att avsätta alla 12 latenta variabler (score-värden) mot varandra (både två- och tredimensionellt) och söka efter grupperingar av lägenheter visade det sig att 2 latenta variabler (PC 2 och PC 3) kunde gruppera gårdarna på ett sätt som påminde om olikheter i besvärsfrekvenser på gårdsnivå och skillnader i gårdarnas tekniska utformning (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel och ventilationsåtgärder).

Det verkade finnas två eller eventuellt tre grupperingar av lägenheter och det var den andra latenta variabeln (PC 2) som nyanserade bilden bäst även om PC 3 kan ha viss inverkan, figur 8.1. Längst ner i figuren (negativ PC 2) fanns en grupp lägenheter som huvudsakligen tillhörde gårdarna C, D, E och P vilket motsvarar gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel och med de högsta problemfrekvenserna. I mitten av figuren (tyngdpunkten av PC 2) fanns en grupp lägenheter huvudsakligen från gårdarna A, B och F vilket motsvarar gårdar utan kaseinspackel (A, B) samt gård F med kaseinhaltigt flytspackel men med åtgärdad ventilation (mekanisk frånluft). Dessa gårdar hade signifikant lägre problemfrekvens jämfört med C, D, E och P. Högst upp i figuren (positiv PC 2) fanns huvudsakligen lägenheter från gård G (golvsanerad) och referensgården R vilket motsvaras av gårdarna med lägst problemfrekvens och inget kaseinhaltigt flytspackel. Det verkade alltså som om submönstret som beskrevs av PC 2 i någon mening kunde gruppera gårdarna på ett sätt som kunde associeras till skillnader i klagomålsfrekvens och olikheter i teknisk utformning. Detta innebär att det eventuellt fanns skillnader med avseende på ett submönster (kemiskt mönster) mellan gårdar med höga respektive låga problemfrekvenser.

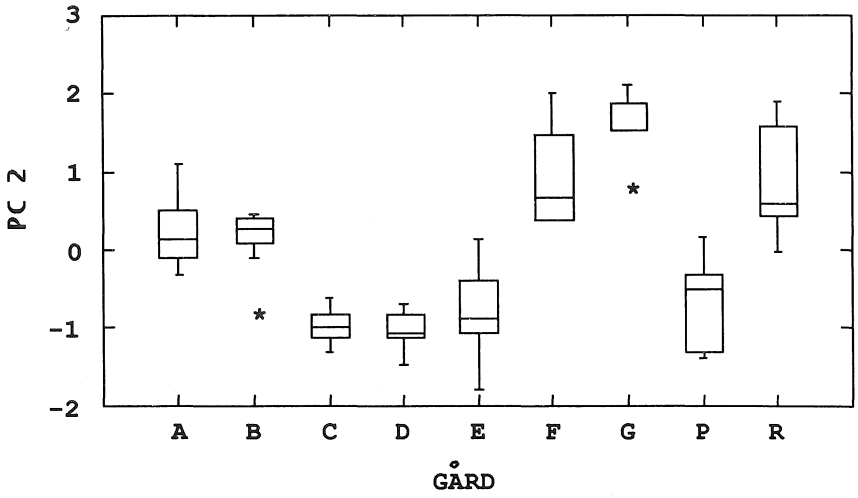
Av figur 8.1 framgår också att gårdarna med högst problemfrekvens (C, D, E, P) visar en tendens att även grupperas av PC 3. Gård P ligger längst till vänster (negativ PC 3) medan de övriga gårdarna (C, D, E) ligger åt höger (positiv PC 3). Detsamma gäller för den mellersta gårdsgruppen (A, B, F) där gård F tenderar att ligga längre till höger (högre värden för PC 3) än övriga gårdar.

Mönsteranalysen resulterade därmed i att tre grupper av gårdar kunde urskiljas. De tre grupperna var (a) fyra gårdar med högst problemfrekvens (C, D, E, P) vilka motsvaras av lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel, inga ventilationsåtgärder och både PVC- och linoleummattor, (b) tre gårdar med lägre problemfrekvens (A, B, F) som utgörs av två gårdar med kalkspackel, (A, B), och en gård med kaseinhaltigt flytspackel men med åtgärdad ventilation (F) samt slutligen (c) två gårdar med lägst problemfrekvens, referensgården (R) och den golvsanerade gården i problemområde I (G).



Figur 8.1 Resultat från en Principal Component Analys med två latenta variabler (PC 2, PC 3) av 12 beräknade. I figuren redovisas scorevärden och de enskilda objekten (lägenheter) är märkta med gårdstillhörighet. Scoreplotten visar att PC 2 grupperade gårdarna med högst problemfrekvens och kaseinhaltigt flytspackel längst ner (C, D, E, P) (negativ PC 2) och gårdar med mindre problem högre upp. Det fanns även en tendens till att PC 3 grupperade gård P längst till vänster (negativ PC 3) och övriga gårdar (C, D, E) till höger (postiv PC 3), samt att gård F (i gruppen A, B, F) tenderade att ha positiva scorevärden för PC 3 medan övriga gårdar huvudsakligen hade negativa.

En variansanalys visade att gårdarna C, D, E och P var signifikant skilda från övriga gårdar med avseende på den andra latenta variabeln (PC 2). Vidare var den sanerade gården (G) signifikant skild från gårdarna A och B, figur 8.2, tabell 8.3.

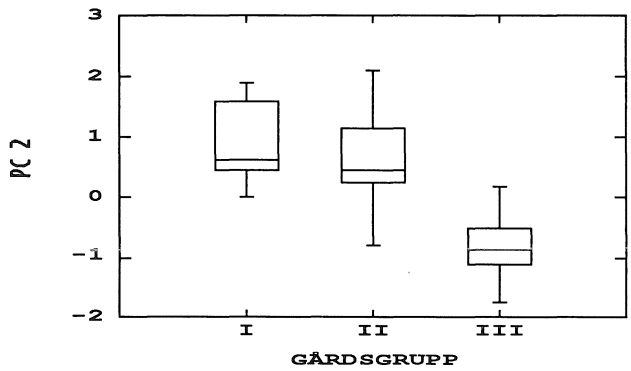


Figur 8.2 Fördelning av den andra latenta variabeln (PC 2) (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %) för nio olika gårdar (A-R). Av tabell 8.3 framgår att medelvärdet för de enskilda gårdarna C, D, E, P skilde sig från alla övriga gårdar på ett signifikant sätt. Gård G skilde sig också från gårdarna A och B. I övrigt fanns inte någon signifikant skillnad i medelvärde mellan gårdarna A, B, F och R. Testet utfördes även med Wilcoxon på grund av skevheter i vissa fall men visade på samma resultat. Antal undersökta lägenheter inom varje gård framgår av tabell 8.1. Negativ PC 2 kunde därmed associeras till gårdar med kaseinhaltigt flytspackel.

Tabell 8.3 Signifikansnivåer (p) vid parvisa gruppjämförelser (variansanalys) mellan olika gårdar med avseende på medelvärdet av den andra latenta variablen (PC 2), (ANOVA; Tukey).

Gård	A	B	C	D	E	F	G	P	R
A	1.000								
B	1.000	1.000							
C	0.004	0.015	1.000						
D	0.004	0.014	1.000	1.000					
E	0.010	0.041	1.000	0.997	1.000				
F	0.298	0.172	0.000	0.000	0.000	1.000			
G	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	0.434	1.000		
P	0.015	0.062	0.994	0.980	1.000	0.000	0.000	1.000	
R	0.274	0.151	0.000	0.000	0.000	1.000	0.284	0.000	1.000

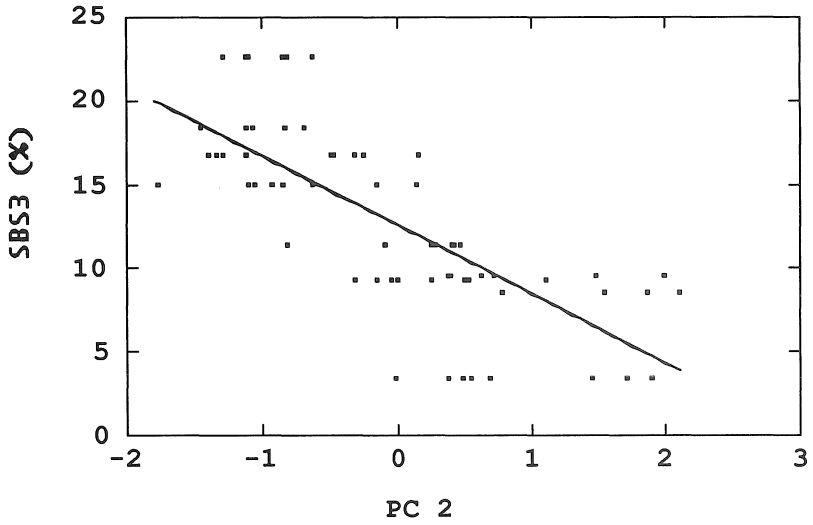
De olika gårdarna delades in i tre grupper med avseende på SBS 3-värdet, tabell 7.3. En variansanalys (ANOVA) visade att medelvärdet för PC2 var signifikant olika för gården med den lägsta problemfrekvensen (R) och gårdarna med den högsta problemfrekvensen (C, D, E, P), betraktade som en grupp, samt mellan gårdarna med den mellersta problemfrekvensen (A, B, F, G) och gårdarna med högst problemfrekvens (C, D, E, P), figur 8.3. Medelvärdet för PC 2 skilde sig ej på ett signifikant sätt mellan referensgården (R) och gårdarna A, B, F, G.



Figur 8.3 Fördelning av den andra latenta variabeln (PC 2) (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %) med avseende på tre olika gårdsgrupper (I-III) med olika frekvenser för SBS 3. Gårdsgrupp I=(<5 %); (Gård R; n=8), II=(5-11 %); (Gård A. B, F, G; n=26), III=(>15 %); (Gård C, D, E, P; n=28). Skillnaden i medelvärde för PC 2 var signifikant mellan I och III ($p<0,001$), mellan II och III ($p<0,001$) men ej mellan I och II. Det mönster som beskrivs av negativa PC 2 kunder därmed associeras till gårdar med kaseinspackel, betraktade som en grupp, och högst relativ frekvens av sjuklighetsindexet SBS 3 (gårdsgrupp III).

För att undersöka den andra latenta variabelns (PC 2) inverkan på olika (enskilda) klagomål gjordes även enkel linjär regression med varje gårds problemfrekvens som beroende variabel. Det fanns en tendens att negativa värden för PC 2 kunde associeras till högre problemfrekvens uttryckt som SBS 3-värde, figur 8.4. Ett problem med denna analys är att det enbart fanns nio observationer för den beroende variabeln (eg. relativ frekvens av SBS 3 för varje gård). Därför har korrelationskoefficienten beräknats på medelvärdet för PC 2 för varje gård.

Syftet med denna analys var inte primärt att beskriva ett traditionellt dos/respons-samband vilket man kan förledas att tro utifrån figur 8.4. Syftet var istället att erhålla ett mått för korrelationen (eg. korrelationskoefficienten) mellan PC 2 och olika symptom och klagomål för att undersöka om PC 2 även kunde associeras till andra klagomål.



Figur 8.4 Korrelation mellan scorevärden för PC 2 (latent variabel) och den relativa frekvensen för SBS 3 som är ett index för sjuka hus problem, se tabell 7.1. Korrelationskoefficienten (Pearson) har beräknats på medelvärdet av PC 2 för varje gård och gårdens relativa frekvens av SBS 3 ($r = -0.92$, $p<0.001$, $n=9$). Korrelationsstudien antyder att negativa PC 2 kunde associeras till gårdar med höga frekvenser för sjuklighetsindexet SBS 3. Dessa gårdar hade även kaseinhaltigt flytspackel.

I tabell 8.4 redovisas korrelationskoefficienten (r), enligt figur 8.4, mellan den andra latenta variabeln (PC 2) och olika symptom och miljöfaktorer samt index för de olika gårdarna. Det verkade finnas ett samband mot flera symptom och klagomål på miljöfaktorer (luftkvalitet). Av analysen framgår dock att klagomål på miljöfaktorerna drag, hög temp, varierande temp, låg temp, statisk el, buller och damm uppvisade lägre korrelationskoefficienter (icke signifikanta resultat). Detta styrker tesen att submönstret som representeras av PC 2 kan ha betydelse för typiska SBS-symptom eftersom den andra typen av klagomål (miljöfaktorer utom luftkvalitet) inte självklart ingår i sjuka-hus syndromet.

De högre korrelationskoefficienterna i tabell 8.4 bör förmodligen betraktas som en indikator på att det fanns tre grupperingar av gårdar enligt figur 8.3. Det fanns fyra gårdar med höga klagomålsfrekvenser (SBS 3>15 %), fyra gårdar med lägre prevalens (SBS 3= omkring 10 %) och en referensgård (SBS 3<5%). Om man utgår från enkätresultaten var dessa tre grupperingar signifikant åtskilda med avseende på exempelvis SBS 3.

Tabell 8.4 Samband (korrelationskoefficient (r) och signifikansnivå (p)) mellan den andra latenta variablen (PC 2) och problemfrekvenser för olika gårdar (n=9) med avseende på olika symptom och miljöfaktorer (alternativ. "Ja ofta"). Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknad på medelvärdet för PC 2 för varje gård enligt figur 8.4. Korrelationskoefficienten var högre för typiska SBS-symptom respektive luftkvalitetsaspekter (eg. instängd luft, torr luft, obehaglig lukt) än för klagomål på andra miljöfaktorer såsom termiskt klimat, statisk el, buller och damm där sambanden inte var signifikanta.

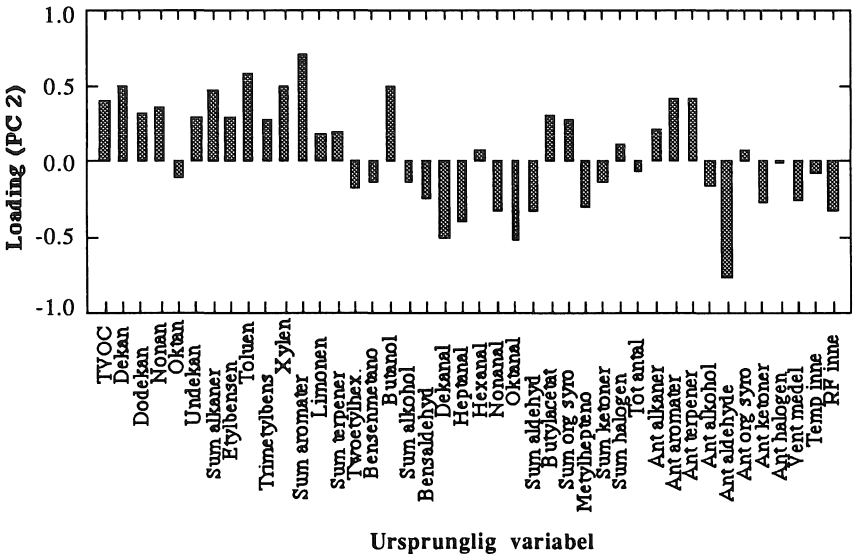
SYMPTOM		MILJÖFAKTORER	
Klagomål	r p	Klagomål	r p
SBS 3	-,92 <0,001	Instängd luft	-,83 <0,01
EFF 1	-,78 <0,01	Torr luft	-,66 <0,05
Trötthet	-,89 <0,001	Obeh. lukt	-,82 <0,01
Tung i huvud	-,80 <0,01		
Huvudvärk	-,81 <0,01		
Illamående	-,59 ns	Drag	-,42 ns
Konc. svårigheter	-,57 ns	Hög temp	-,13 ns
EFF 2	-,85 <0,01	Var. temp	-,55 ns
Irritation i ögon	-,76 <0,05	Låg temp	-,33 ns
Irritation i näsa	-,77 <0,05	Statisk el	-,34 ns
Heshet	-,85 <0,01	Tobak	-,66 <0,05
Hosta	-,88 <0,001	Buller	-,35 ns
EFF 3	-,71 <0,05	Damm	-,41 ns
Hudproblem, ansikte	-,75 <0,05		
Hårbotten	-,91 <0,001		
Hudproblem, händer	-,01 ns		
Antal symptom	-,90 <0,001		

Det första och andra steget i principalcomponentanalysen visade således att negativ PC 2 och eventuellt positiv PC 3 kunde associeras till gårdar med högre problemfrekvenser respektive gårdar med kaseinhaltigt flytspackel. Analysen visade dock att det var PC 2 som tydligast ingick i modellen och den bör därmed vara den viktigaste.

Det tredje och sista steget i mönsteranalysen blir att undersöka vilka olika mönster som representeras av de olika latenta variablerna. Detta görs genom att studera s.k loadingvärden. Loadingvärdet eller loadingvektorn anger de ursprungliga variablernas relativa bidrag till respektive latent variabel. Detta kan också tolkas som att olika PC representerar olika submönster. Loadingvärdet kan variera mellan minus ett (-1) och plus ett (+1) där ett högre absolutvärde anger att den ursprungliga variabeln ger ett större relativt bidrag.

Den andra latenta variablen (PC 2) beskrev två submönster: ett för positiva och ett för negativa värden, figur 8.5. I scoreanalysen hade PC 2 negativa värden för gårdar med kaseinhaltigt flytspackel och högst problemfrekvens och positiva värden i huvudsak för den sanerade gården i problemområde I (G) och referensområdet (R), där de två senare hade lägst problemfrekvens. För det första verkar det som antal aldehyder, dekanal och

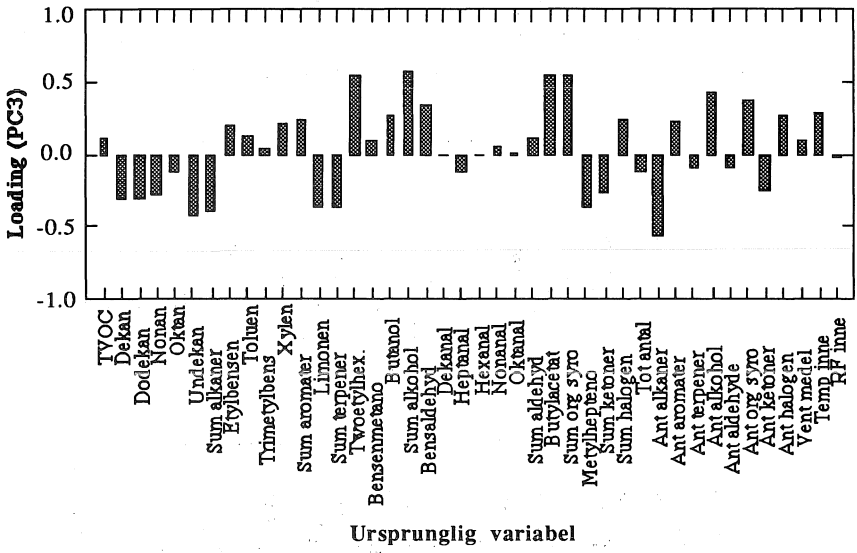
oktanal är de ursprungliga variabler som ger det största relativa bidraget till negativa PC2. Å andra sidan verkar de variabler som varierar negativt med PC 2 i huvudsak vara aldehyder, alkoholer och ketoner samt en alkan (antal aldehyder, bensaldehyd, dekanal, heptanal, nonanal, oktanal, summa aldehyder, 2-etylhexanol, summa alkoholer, antal alkoholer, antal ämnen totalt, metylheptenon, antal ketoner, oktan) men även ökad ventilation, ökad temperatur och ökad relativ luftfuktighet inomhus. Övriga variabler varierade positivt med den andra latenta variabeln (främst alkaner och aromater men även TVOC).



Figur 8.5 Loadingvärden för den andra latenta variablen (PC 2). Loadingvärdet varierar mellan -1-(+1) och kan betraktas som de ursprungliga variablernas relativa bidrag till PC 2. Negativa PC 2 beskriver ett mönster av främst olika aldehyder samt ventilation och relativ luftfuktighet inomhus. Positiva PC 2 beskriver främst alkaner och aromater men även TVOC ger ett visst relativt bidrag.

Tolkningen blir därmed att PC 2 beskriver två submönster. Ett som varierar omvänt med PC 2 (främst aldehyder men även alkoholer och ketoner) och ett som varierar med PC 2 (främst aromater och alkaner). Detta innebär att det verkar finnas mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar mellan miljöer med hög respektive låg klagomålsfrekvens. Klagomålen verkade öka i de miljöer där föroreningsmönstret huvudsakligen utgjordes av aldehyder, alkoholer och ketoner. Men av analysen framgår även att där mönstret utgjordes av andra VOC-variabler (främst alkaner och aromater) uppfattades inomhusmiljön som bättre. Detta kan ses som en beskrivning av den svårighet som finns i att utifrån VOC-resultat försöka förklara sjuka hus-problemet. VOC-konceptet måste därför troligen nyanseras betydligt mer än totalhalten (TVOC) och några enskilda ämnens koncentrationer.

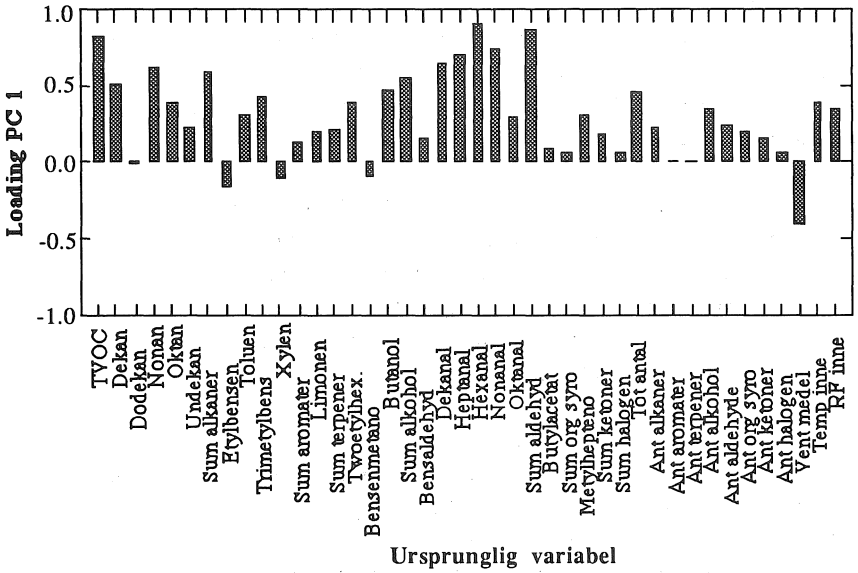
Den tredje latenta variabeln (PC 3) beskrevs positivt främst av ett antal alkoholkomponenter (eg. 2-etylhexanol, butanol, summa alkoholer, antal alkoholer) men även andra variabler som bensaldehyd, summa organiska syror , antal organiska syror samt butylacetat, figur 8.6.



Figur 8.6 Loadingvärden för den tredje latenta variablen (PC 3). Loadingvärdet varierar mellan -1-(+1) och kan betraktas som de ursprungliga variablernas relativa bidrag till PC 3. Positiv PC 3 representerar ett mönster av bl. a alkoholer (2-etylhexanol). Negativa PC 3 representerar ett mönster av alkaner och terpener.

I gårdsgruppen med de högsta problemfrekvenserna (C, D, E, P) hade gårdarna C, D och E i huvudsak positiva värden för PC 3 medan gård P hade negativa värden, figur 8.1. Med utgångspunkt från loadinganalysen där positiv PC 3 utgjordes bl a av alkoholer kan man förklara grupperingen med att gårdarna C, D och E hade en PVC-matta som golvbeläggning. Det är känt att nedbrytning av mjukgöraren i PVC-mattor och lim kan resultera i avgivning av högre alkoholer (2-etylhexanol). Gård P däremot hade en linoleummatta som golvbeläggning och därmed fanns inte samma förutsättning för avgivning av högre alkoholer. Grupperingen av gårdarna C, D, E och P med avseende på den tredje latenta variablen verkar därmed vara relevant. När det gäller den mellersta gårdsgrupperingen (A, B, F) hade gård F högre scorevärden för PC 3 än övriga gårdar. I detta fall fanns PVC-matta som golvbeläggning i alla tre gårdarna men enbart gård F hade kaseinhaltigt flytspackel. Detta skulle kunna tyda på att kaseinhaltigt flytspackel har en viss betydelse för nedbrytningen av mjukgörare i PVC-mattor och lim. En tendens till samband mellan koncentrationen av ammoniak under golvmattan, som kan betraktas som en indikator på nedbrutet kaseinspackel, och koncentrationen av 2-etylhexanol i inomhusluften redovisades i kapitel 7, figur 7.6. Det fanns därmed indikationer på ett samband mellan kaseinhaltigt flytspackel och nedbrytningen av mjukgöraren i PVC-mattan eller lim.

Datamatrisen med de ursprungliga variablerna som var utgångspunkten för analysen var inte centrerad innan de latenta variablerna beräknades. Detta innebär att den första latenta variabeln representerar ett sorts medelvärdesmönster för de medtagna variablerna i alla lägenheter. Detta framgår också av loadingvärdena genom att i stort sett alla ursprungliga variabler gav ett positivt bidrag till PC 1, figur 8.7 . Man kan dock konstatera att det är aldehyderna som ger det största bidraget till PC 1 vilket innebär att PC 1 i viss mån beskriver samma sak som PC 2. Detta är inget anmärkningsvärt och kan bero på att de olika latenta variablerna inte fullständigt beskriver spridningen i en viss riktning utan en viss spridning även kan beskrivas i en annan dimension (principalkomponentplan).



Figur 8.7 Loadingvärden för den första latenta variabeln (PC 1). Loadingvärdet varierar mellan -1-(+1) och kan betraktas som de ursprungliga variablernas relativa bidrag till PC 1. Eftersom den ursprungliga datamatrisen ej centrerades kan man betrakta den första latenta variabeln som ett genomsnittligt mönster för alla undersökta lägenheter.

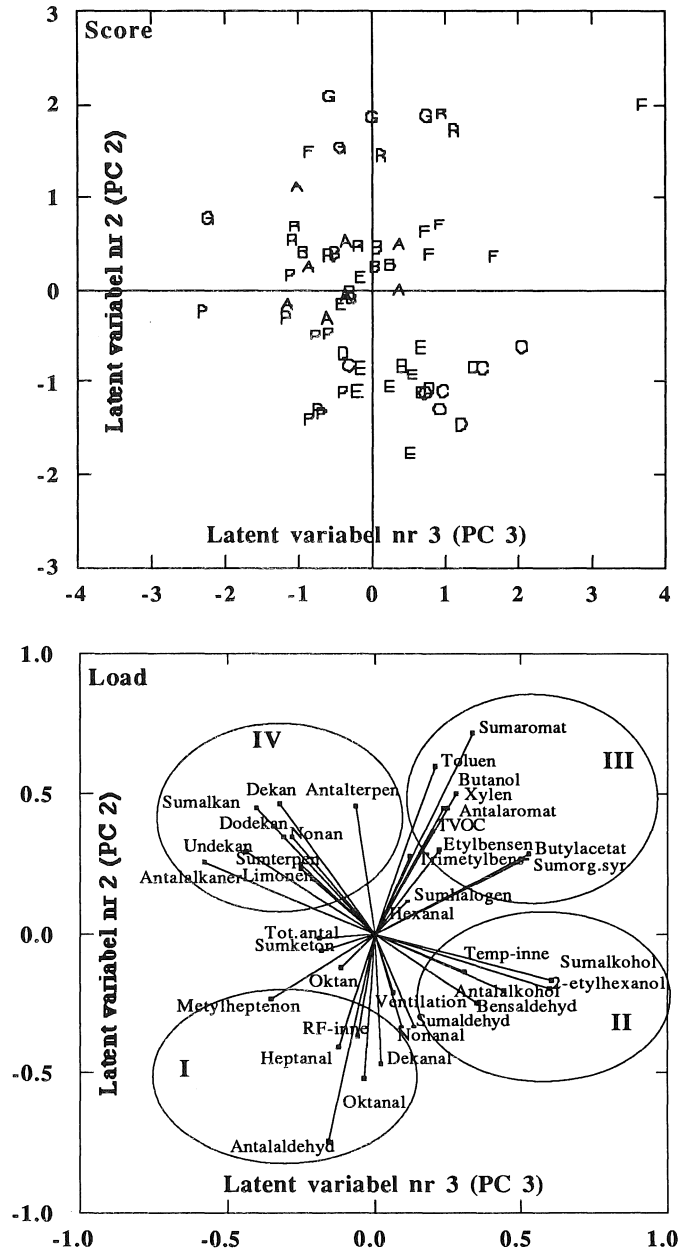
Av figur 8.7 framgår också att ventilationen varierade omvänt med de flesta ursprungliga varibler vilket innebär att en ökad ventilation ger en minskad mängd föroreningar i inomhusluften vilket är rimligt. Vidare samvarierade enskilda VOC-variabler med temperatur och relativ luftfuktighet inomhus. En mer detaljerad redovisning av samband mellan enskilda VOC-ämnen och faktorer som påverkar VOC redovisas i kapitel 7 och kapitel 8.2.2.5.

Analys av loadingplot i två dimensioner

Mönsteranalysen har indikerat att de föroreningsmönster som beskrevs av negativa PC 2 och eventuellt positiva PC 3 fanns i högre koncentrationer i de miljöer där klagomålsfrekvenserna var högre där det också fanns kaseinspackel. Men det fanns även tendenser till det omvända, nämligen att vissa föroreningar fanns i högre koncentrationer där frekvensen av klagomål var lägre, vilket representerades av positiva PC 2 och negativa PC 3. Ett sätt att visuellt beskriva inverkan av både PC 2 och PC 3 är att jämföra scoreplotten med loadingplotten, figur 8.8. På detta sätt blir det möjligt att undersöka påverkan av två latenta variabler samtidigt. I denna bildanalys jämför man läget för olika grupperingar av objekt i de båda diagrammen (scoreplot och loadingplot). För att uttyda vilka ursprungliga variabler som styr olika objekt i scoreplotten studeras läget för olika objekt i scoreplotten. Motsvarande läge i loadingplotten anger vilka ursprungliga variabler som kan associeras till objekten..

Av loadingplotten framgår även förhållandet mellan de ursprungliga variablerna i de aktuella dimensionerna. En loadingvektor i loadingplotten kan speglas genom origo och beskriver då i vilken riktning den aktuella ursprungliga variabeln avtar. Detta innebär också att grupperingar av vektorer i loadingplotten som är diametralt placerade genom origo står i ett omvänt proportionellt förhållande med avseende på koncentrationer för de objekt som beskrivs av aktuella loadingvektorer.

I loadingplotten (figur 8.8) har fyra grupper av loadingvektorer markerats (I-IV). Grupp I som främst beskrivs av aldehyder och eventuellt ketoner befinner sig diagonalt placerad genom origo i förhållande till grupp III som främst utgörs av aromater. Detta innebär att de ursprungliga variablerna aldehyder och eventuellt ketoner står i ett omvänt proportionellt förhållande till aromaterna när det gäller koncentrationerna i de objekt som har samma placering i scoreplotten. Samma tendens fanns när det gäller alkoholerna och aldehyderna i grupp II som verkar stå i ett omvänt proportionellt förhållande till loadingvektorerna i grupp IV som utgjordes av alkaner och eventuellt terpener. Av detta följer att skillnaden mellan objekten i grupp I (C, D, E, P) och grupp III (G, R) inte bara beskrivs av högre koncentrationer av aldehyder, alkoholer och eventuellt ketoner i de förra objekten utan också av högre koncentrationer av alkaner och aromater i G och R.



Figur 8.8 Scoreplot och loadingplot för två latenta variabler av tolv (PC 2, PC 3). Läget av objekt i scoreplotten kan associeras till loadingvektorerna med motsvarande läge i loadingplotten. Tolkningen av diametrala loadingvektorer är att de ursprungliga variablerna står i ett motsatt förhållande för de objekt som finns inom respektive område.

Mönsteranalysen visade därmed en tendens till att gårdar med högre problemfrekvenser och kaseinspackel (C, D, E, P) hade högre koncentrationer av aldehyder (eventuellt även ketoner) men lägre koncentrationer av aromater, och högre koncentrationer av alkoholer men lägre koncentrationer av alkaner och terpener, jämfört med gårdar med låga problemfrekvenser (gård G och R). Denna indikation tyder därmed på att det kanske inte bara är fråga om koncentrationen för olika potentiella irritanter som har betydelse utan också relationen mellan olika typer av föroreningar vilka tillsammans kan interagera

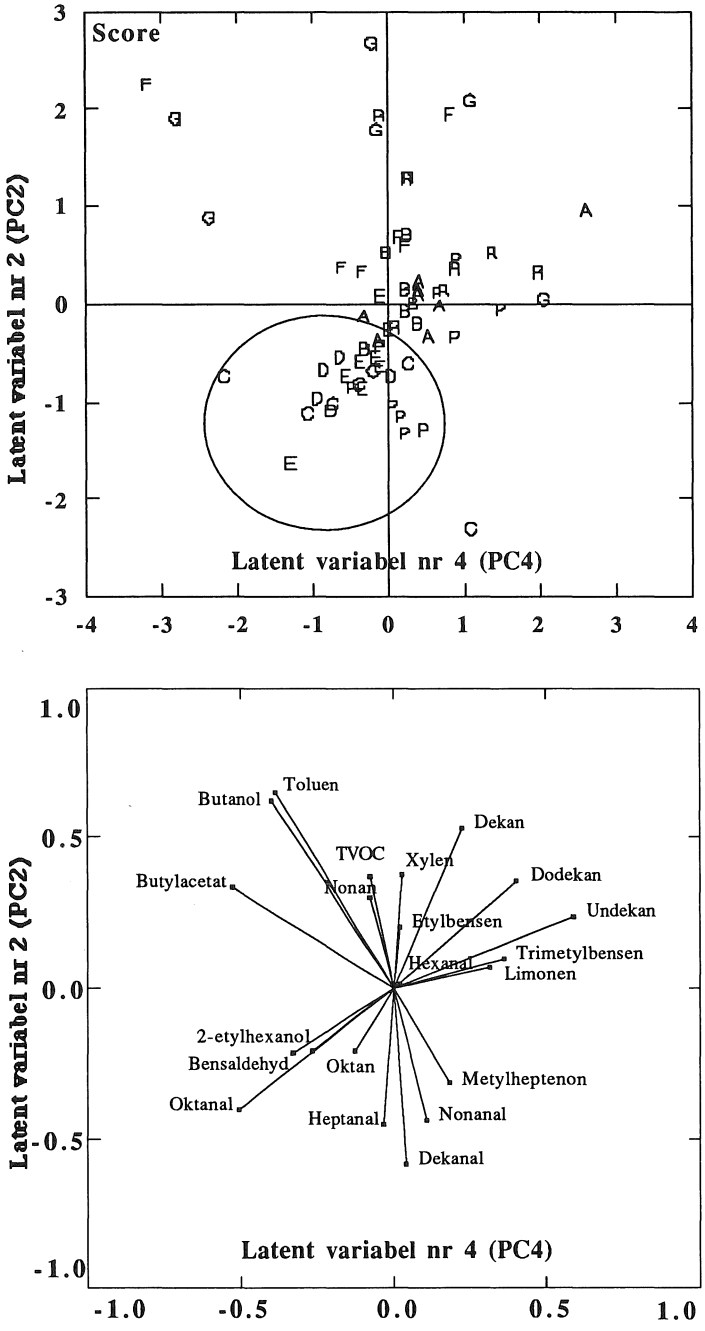
Mönsteranalysen indikerade vidare att ventilationen var högre där klagomålen var mer frekvensta. Det finns emellertid i detta sammanhang en uppenbar risk att orsak och verkan sammanblandas. Det är tänkbart att där problemen har varit större (eg. klagomål på inomhusmiljön) har ventilationen succesivt ökats i syfte att minska problemen, både av förvaltare och boende. Man kan därför inte dra slutsatsen att ökad ventilation ger ökade problem. Rimligtvis borde det vara tvärtom. Men det finns en risk att föroreningar tillförs med ventilationsluften (eg. föroreningar i uteluften) eller att föroreningar återförs till inomhusluften i de värmeväxlare (roterande) som finns i ett antal gårdar i undersökningen. I detta fall skulle en ökad ventilation kunna öka problemen.

Mönsteranalys med enbart 20 enskilda VOC-ämnen

I den föregående mönsteranalysen ingick 41 ursprungliga variabler som utgjordes av koncentrationen av enskilda ämnen, koncentrationen av kemiska grupper, antal ämnen, TVOC och klimatparametrar såsom ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet. För att renodla VOC-hypotesen togs i den fortsatta analysen enbart enskilda ämnen med vilka förekom i mer än 10 % av det undersökta lägenhetsbeståndet, tabell 8.2. Detta innebar att 20 enskilda VOC-ämnen och TVOC togs med i analysen, totalt 21 ursprungliga variabler.

Den genomförda mönsteranalysen visade att sju latenta variabler erhöll ett egenvärde som var högre än 1,0 (Kaisers kriterium). Dessa sju latenta variabler beskrev 76 % av variansen i det ursprungliga materialet. I figur 8.9 redovisas score- och loadingplotten för den andra (PC 2) och den fjärde latenta variabeln (PC 4) där lägenheterna grupperades på ett sätt som påminner om klagomålsfrekvensen och teknisk utformning (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel). Av scoreplotten framgår att gårdarna med de högsta problemfrekvenserna (C, D, E, P) grupperades längst ner i figuren (negativ PC 2). Högst upp i figuren fanns lägenheter från referensgården (R), den golvsanerade gården (G) och gård F.

Separeringen av de olika grupperna av lägenheter blev inte lika tydlig som i den föregående analysen där betydligt fler ursprungliga variabler togs med. Men en liknande gruppering kunde skönjas och utgjordes av samma lägenheter.



Figur 8.9 Scoreplot och loadingplot för två latenta variabler (PC 2 och PC 4). Objektens läge i scoreplotten kan associeras till motsvarande loadingvektorer i loadingplotten.

Av loadingplotten framgår att gårdarna med de högsta problemfrekvenserna (eg. gårdar med kaseinhaltigt flytspackel och där inga åtgärder var genomförda; C, D, E, P) kunde associeras till de ursprungliga variablerna oktanal, 2-etylhexanol, bensaldehyd, oktan, samt metylheptenon, nonanal, dekanal och heptanal. Analysen visade därmed samma tendenser som tidigare nämligen att aldehyder, alkoholer och ketoner utgjorde ett kritiskt VOC-mönster för gårdar med kaseinhaltigt flytspackel. Den enskilda aldehyden hexanal och alkoholen butanol ingick emellertid inte i det kritiska mönstret. Det framgår vidare att TVOC inte fanns med i det kritiska mönstret. Av loadingplotten framgår även ett antal icke kritiska ämnen vilka utgjordes av butylacetat, butanol, toluen, nonan, xylen, dekan, etylbensen, dodekan, undekan, trimetylbensen, limonen, hexanal.

Att studera data med mönsteranalys innebär att eventuella interaktionsfenomen mellan olika ursprungliga variabler i viss mån beaktas. Detta eftersom analysen görs med en samtidig inverkan av alla medtagna ursprungliga variabler. I endimensionella analyser (regressions- och variansanalyser) med de ursprungliga variablerna kan inte sådana eventuella interaktionsfenomen beaktas vilket naturligtvis är en svaghet med den typen av analys.

Kritiska VOC-ämnen VOC[8] och VOC[12]

Mönsteranalysen som genomfördes både med 41 och 21 ursprungliga variabler kunde identifiera 8 kritiska VOC-ämnen som kunde associeras till gårdar och lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel där också klagomålsfrekvenserna var högst. Dessa kritiska ämnen, benämnda VOC[8], utgjordes av oktanal, 2-etylhexanol, bensaldehyd, oktan, samt metylheptenon, nonanal, dekanal och heptanal. Övriga enskilda VOC-ämnen kunde inte kopplas till flytspackelproblematiken. Dessa icke kritiska ämnen som kunde associeras till gårdar med lägre problemfrekvenser och utan kaseinhaltigt flytspackel, benämnda VOC[12], utgjordes av butylacetat, butanol, toluen, nonan, xylen, dekan, etylbensen, dodekan, undekan, trimetylbensen, limonen, hexanal.

Mönsteranalysen antydde också att ökad ventilation, ökad temperatur och ökad relativ luftfuktighet kunde associeras till gårdar med högre problemfrekvens.

8.2.2 Sambandsanalys med ursprungliga variabler på gårdsnivå

I det följande används enbart resultat från de ursprungliga tekniska variablerna vilket innebär att den kan betraktas som en substansanalys. Syftet är emellertid inte att primärt göra en traditionell substansanalys utan att erbjuda en förståelse för resultaten från mönsteranalysen. Analysen utvecklas emellertid i slutändan (kapitel 8.2.2.3) till ett mellanting mellan substans- och mönsteranalys genom att möjliga interaktionsfenomen studeras.

8.2.2.1 Enskilda ursprungliga variabler

Enkel linjär regression

Enkel linjär regression har genomförts med upplevelser som beroende variabler och tekniska mätresultat som oberoende påverkande variabler. Korrelationskoefficienten (r) för sambandet mellan olika index på gårdsnivå (n=9) och enskilda ursprungliga tekniska variabler (tekniska mätresultat) från de undersökta gårdarna redovisas i tabell 8.5. Exponeringen beräknades som ett medelvärde för de 6-10 mätningarna i varje gård.

Resultaten visade för det första att de enskilda VOC-faktorer som korrelerade positivt med problemfrekvensen (ökad förekomst och ökad problemförekomst) var faktorer som fanns med i kritiska submönstret i PCA-analysen. Positiva korrelationer fanns för oktan, 2-etylhexanol, summa alkoholer, bensaldehyd, dekanal, heptanal, nonanal, oktanal, summa aldehyder, samt ökad ventilation. Negativa korrelationer fanns för aromater, terpener och alkaner. Anmärkningsvärt var att problemen verkade öka med ökad ventilation. TVOC-koncentrationen korrelerade inte med problemfrekvensen, snarare fanns ett omvänt samband när det gällde luftkvalitet (instängd luft, torr luft, obehaglig lukt).

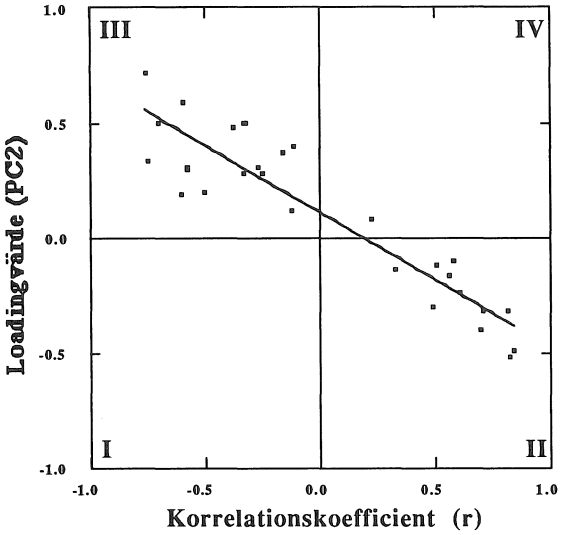
Regressionsanalysen i tabell 8.5 visade positiva korrelationer med i huvudsak variabler som fanns med i kritiska mönstret som beskrevs av den andra latenta variabeln (negativ PC 2) och negativa korrelationer för övriga (positiva PC 2). I figur 8.10 har korrelationskoefficienten (r), för sambandet mellan SBS 3 och de enskilda ursprungliga variablerna (tabell 8.5), avsatts mot samma ursprungliga variablers loadingvärde för den andra latenta variablen (PC 2), (figur 8.5). Det framgår att de ursprungliga variabler som korrelerade positivt med SBS 3 var de som hade negativa loadingvärden med avseende på PC 2. Även det omvända tenderade att gälla genom att negativa korrelationer mellan SBS 3 och ursprungliga variabler hade positiva loadingvärden med avseende på PC 2. Påpekas bör att flera korrelationsvärden var låga och ej signifikanta men tendensen verkar ändå vara klar. Detta innebär att även de enskilda ursprungliga variablerna i PC 2 (det kritiska submönstret) tenderar att korrelera med SBS 3 (om än med låga korrelationsfaktorer) vilket styrker hypotesen att PC 2 beskriver något meningsfyllt. En hypotes är då att det finns

någon form av interaktionseffekt, som märks i mönsteranalysen, där de ursprungliga variablerna i PC 2 tillsammans ger en större effekt än de enskilda variablernas påverkan. Hypotesen kan varken bekräftas eller förkastas med detta arbete som grund.

Tabell 8.5 Korrelation (Pearson) mellan upplevda problem (relativ frekvens av olika index) på gårdsnivå (n=9) och enskilda påverkande variabler från 66 slumpmässigt utvalda lägenheter i de nio gårdarna där ett medelvärde för exponeringen beräknades för varje gård. I tabellen anges korrelationskoefficienten (r) och signifikansnivån (p).

Påverkande faktor	**Korrelationskoefficient (r)**							
	SBS3	EFF1	EFF2	EFF3	INST. LUFT	TORR LUFT	OBEH. LUKT	ANTAL SYMPT.
VOC								
TVOC	-0,11ns	-0,03ns	-0,28ns	-0,24ns	-0,51ns	-0,57ns	-0,47ns	-0,20ns
Dekan	-0,33ns	-0,25ns	-0,54ns	-0,24ns	-0,51ns	-0,80**	-0,40ns	-0,33ns
Dodekan	-0,75*	-0,73*	-0,70*	-0,80**	-0,37ns	-0,43ns	-0,43ns	-0,77*
Nonan	-0,16ns	-0,14ns	-0,40ns	-0,18ns	-0,49ns	-0,60ns	-0,41	-0,19ns
Oktan	0,58ns	0,45ns	0,35ns	0,58ns	0,26ns	0,16ns	0,34ns	0,49ns
Undekan	-0,57ns	-0,64*	-0,87**	-0,77*	-0,58ns	-0,85**	-0,51ns	-0,71*
Sum alkaner	-0,20ns	-0,34ns	-0,61*	-0,41ns	-0,57ns	-0,79*	-0,48ns	-0,41ns
Etylbensen	-0,58ns	-0,67*	-0,63*	-0,75*	-0,82**	-0,47ns	-0,80**	-0,74*
Toluen	-0,59*	-0,50ns	-0,54ns	-0,56ns	-0,80**	-0,51ns	-0,79*	-0,58ns
Trimetylbensen	-0,33ns	-0,27ns	-0,36ns	-0,28ns	-0,41ns	-0,15ns	-0,53ns	-0,41ns
Xylen	-0,70*	-0,76*	-0,70*	-0,82**	-0,84**	-0,57ns	-0,82**	-0,81**
Sum aromater	-0,75*	-0,73*	-0,74*	-0,80**	-0,96***	-0,62*	-0,96***	-0,83**
Limonen	-0,60*	-0,59ns	-0,73*	-0,62ns	-0,84**	-0,70*	-0,80*	-0,64*
Sum terpener	-0,50ns	-0,54ns	-0,70*	-0,54ns	-0,78*	-0,63*	-0,75*	-0,57ns
2-etylhexanol	0,56ns	0,63*	0,60ns	0,47ns	0,30ns	0,47ns	0,12ns	0,49ns
Butanol	-0,32ns	-0,17ns	-0,28ns	-0,28ns	-0,58ns	-0,43ns	-0,59ns	-0,30ns
Sum alkoholer	0,51ns	0,72*	0,58ns	0,28ns	0,17ns	0,32ns	0,07ns	0,48ns
Bensaldehyd	0,61*	0,65*	0,73*	0,59ns	0,47ns	0,59ns	0,35ns	0,63*
Dekanal	0,84**	0,75*	0,58ns	0,67*	0,46ns	0,38ns	0,44ns	0,68*
Heptanal	0,70*	0,64*	0,36ns	0,49ns	0,34ns	-0,09ns	0,48ns	0,62*
Hexanal	0,22ns	0,25ns	-0,07ns	0,03ns	-0,26ns	-0,40ns	-0,22ns	0,09ns
Nonanal	0,82**	0,76*	0,54ns	0,61*	0,38ns	0,20ns	0,40ns	0,67*
Oktanal	0,83**	0,71*	0,53ns	0,75*	0,52ns	0,36ns	0,51ns	0,74*
Sum aldehyder	0,71*	0,73*	0,45ns	0,52ns	0,27ns	-0,01ns	0,32ns	0,62*
Butylacetat	-0,27ns	-0,05ns	-0,14ns	-0,21ns	-0,38ns	-0,37ns	-0,38ns	-0,20ns
Sum org syror	-0,24ns	-0,02ns	-0,07ns	-0,17ns	-0,31ns	-0,31ns	-0,31ns	-0,16ns
Metylheptenon	0,49ns	0,43ns	0,14ns	0,35ns	0,30ns	-0,22ns	0,46ns	0,44ns
Sum ketoner	0,32ns	0,27ns	0,18ns	0,23ns	0,20ns	0,16ns	0,29ns	0,30ns
Sum halogener	-0,12ns	0,04ns	-0,03ns	-0,01ns	-0,22ns	-0,17ns	-0,27ns	-0,10ns
Klimatfaktor								
Ventilation	0,38ns	0,29ns	0,59ns	0,54ns	0,38ns	0,86**	0,27ns	0,38ns

*p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001; ns p>0,05



Figur 8.10 Samband mellan å ena sidan korrelationskoefficienten mellan SBS 3 och enskilda ursprungliga variabler (**Korrelationskoefficient (r)** (tabell 8.5)) och å andra sidan loadingvärdet för samma ursprungliga variabler med avseende på PC 2 (figur 8.5), (**Loadingvärde (PC 2)**). Figuren kan tolkas som att det kritiska submönstret från PCA-analysen (negativ PC 2) finns i den andra kvadranten (II) där de enskilda ursprungliga variablerna samvarierar med klagomålen uttryckta som SBS 3. I kvadrant III finns det andra submönstret i PC 2 (postiv PC 2) som på substansnivå korrelerade omvänt proportionellt med SBS 3. Slutsatsen blir att även de enskilda substanserna som ingick i det kritiska submönstret i PC 2 uppvisade en tendens till att korrelera positivt med SBS 3 på gårdsnivå, dock med låga enskilda korrelationskoefficienter.

Resultaten från den enkla linjära regressionen antydde således att de flesta enskilda ursprungliga variablerna som korrelerade positivt med problemförekomsten på gårdsnivå fanns med i det kritiska submönstret som erhölls i den tidigare redovisade mönsteranalysen, VOC[8]. Det gällde aldehyder, alkoholer och ketoner. Men analysen visade också att enskilda substanser som korrelerade negativt i huvudsak fanns med bland de i mönsteranalysen identifierade icke kritiska ämnen, VOC[12]. De icke kritiska ämnena var främst alkaner, aromater och terpener. De båda likartade resultaten styrker hypotesen att det fanns skillnader på mönsternivå, åtminstone mellan gårdar med kaseinhaltigt flytspackel och övriga. Resultaten från den enkla linjära regressionen på substansnivå var emellertid inte konsistenta. En hypotes är därför att det finns interaktionsfenomen mellan enskilda substanser som till viss del tas hänsyn till i mönsteranalysen eftersom denna analys görs med en samtidig inverkan av alla medtagna variabler. Beräkningen av korrelationskoefficienten var heller inte problemfri eftersom exponeringen för varje gård beräknades som ett medelvärde för varje substans (eg. 6-10 mätvärden). De i substans-

analysen indikerade sambanden ska förmodligen inte betraktas som om ett traditionellt dos/respons-samband gäller. Istället ska resultaten betraktas som indikationer på att det kan finnas VOC-ämnen som mer kan associeras till upplevda problem än andra vilket också styrker resultaten från mönsteranalysen i kapitel 8.2.1.

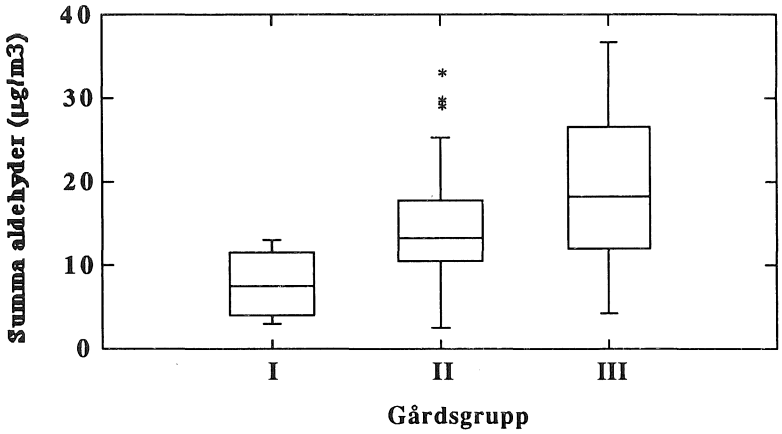
Gruppjämförelser med variansanalys (ANOVA)

I en variansanalys (ANOVA) har gårdarna delats in i tre grupper med avseende på problemfrekvensen för sjuklighetsindexet SBS 3. Indelningen redovisas i tabell 8.6. Medelvärdet av olika enskilda tekniska faktorer och deras spridning har jämförts för de tre olika grupperna av gårdar. Analysen genomfördes som en hypotestest med ANOVA där nollhypotesen (H0) var att det inte fanns någon skillnad mellan medelvärdet för de olika grupperna. Mothypotesen (H1) var att skillnader mellan medelvärdena fanns. Denna analys borde vara mer korrekt, i jämförelse med den föregående regressionsanalysen, eftersom den inte förutsätter något dos/respons-samband, utan utgörs av en jämförelse mellan olika grupper av gårdar med avseende på olika exponeringar.

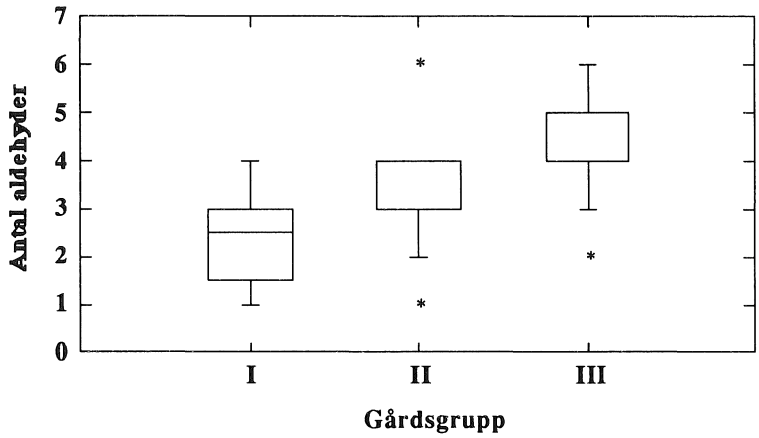
Tabell 8.6 Indelning av gårdar i grupper med avseende på problemfrekvensen uttryckt med indexet SBS 3.

Gårds-grupp	SBS 3 (%)	Gård	Antal lgh
I	<5	R	8
II	5-11	A, B, F, G	27
III	>15	C, D, E, P	31

Resultaten från gruppjämförelsen (tabell 8.7) antydde att den kemiska gruppen aldehyder (figur 8.11 och 8.12) tenderar att samvariera med upplevelsen av inomhusmiljön. Koncentrationen av aldehyder och antalet aldehyder var signifikant högre i gårdar där den relativa frekvensen av SBS 3 översteg 15 % i förhållande till övriga gårdar.



Figur 8.11 Fördelning för koncentrationen av aldehyder i inomhusluften med avseende på indexet SBS 3 (kvartiler 0, 25, 50 75, 100 %). Den relativa frekvensen av SBS 3 har legat till grund för en indelning av gårdarna i tre olika grupper; Gårdsgrupp I=(SBS 3<5 %), II=(5<SBS 3<11 %), III=(SBS 3>11 %). Hypotestestet utfört med ANOVA. Analysen uppvisade signifikant skillnad i medelvärden enbart mellan grupp I och III ($p<0.01$) (Tukey). Antal lägenheter inom varje grupp redovisas i tabell 8.6.



Figur 8.12 Fördelning av antal aldehyder i inomhusluften med avseende på SBS 3 (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Den relativa frekvensen av SBS 3 har legat till grund för en indelning av gårdarna i tre olika grupper (tabell 8.6). Hypotestestet utfört med ANOVA. Analysen uppvisade signifikant skillnad i medelvärden mellan grupp I och III samt mellan grupp II och III ($p<0.002$) (Tukey).

Tabell 8.7 Hypotestest (ANOVA) om skillnad i medelvärde för olika variabler förelåg mellan någon gårdsgrupp. Signifikanta värden anger oftast att skillnad enbart förelåg mellan det högsta och lägsta gruppmedelvärdet beroende på spridningens storlek.

Påverkande faktor	SBS3-värde för gårdsgrupp			ANOVA		
	<5% (n=8) Medel	5-11% (n=27) Medel	>11% (n=31) Medel	F	p	Anm.
VOC						
TVOC	115	143	116	1,13	ns	
Dekan	2,75	5,60	2,94	2,12	ns 0,128	
Dodekan	2,50	1,74	0,70	4,40	0,016	
Nonan	0,50	2,50	1,53	1,17	ns 0,317	
Oktan**	0,37	0,36	1,04	1,58	ns 0,213	
Undekan	4,75	2,95	1,96	1,99	ns 0,145	
Summa alkaner	11,87	15,88	10,03	1,47	ns 0,239	
Etylbensen	2,37	0,51	0,74	2,84	ns 0,066	
Toluen	10,12	12,85	3,71	7,94	0,001	
Trimetylbensen	0,87	2,60	0,58	4,37	0,017	
Xylen	22,5	4,83	1,65	10,80	0,001	
Summa aromater	35,87	21,62	6,71	11,97	0,001	
Limonen	11,62	12,40	2,07	1,88	ns 0,161	
Summa terpener	11,63	13,11	2,29	1,91	ns 0,157	
2-etylhexanol**	0,50	1,38	2,50	0,94	ns 0,397	
Bensenmetanol	0,00*	0,00*	0,92	0,95	ns 0,395	*Ingen varians
Butanol	0,50	1,92	0,55	5,32	0,007	
Summa alkoholer**	1,25	3,61	4,84	1,65	ns 0,201	
Bensaldehyd**	0,00*	0,09	0,40	1,50	ns 0,232	* Ingen varians
Dekanal**	1,75	3,03	4,81	6,44	0,003	
Heptanal**	0,00*	0,34	1,61	8,30	0,001	*Ingen varians
Hexanal	2,00	3,91	3,79	0,76	ns 0,471	
Nonanal**	3,75	5,22	8,31	3,32	0,043	
Oktanal**	0,25	1,18	2,85	9,41	0,001	
Summa aldehyder**	7,75	15,04	21,97	5,16	0,008	
Butylacetat	0,00*	3,56	0,52	1,79	ns 0,175	*Ingen varians
Summa org. syror	0,00*	5,03	1,00	1,42	ns 0,248	*Ingen varians
Metylheptenon**	0,00*	0,49	1,15	2,31	ns 0,108	*Ingen varians
Summa ketoner**	0,00*	1,27	1,29	0,62	ns 0,538	*Ingen varians
Summa halogener	0,00*	0,58	0,19	1,01	ns 0,371	*Ingen varians
Antal ämnen						
Total antal ämnen**	9,25	13,23	12,03	6,84	0,002	
Antal alkaner	3,12	3,81	2,97	1,93	ns 0,154	
Antal aromater	2,37	2,85	1,57	10,28	0,001	
Antal terpener	0,75	0,92	0,37	9,42	0,001	
Antal alkoholer**	0,62	1,04	1,17	1,26	ns 0,291	
Antal aldehyder**	2,37	3,27	4,70	24,60	0,001	
Antal org. syror	0,00*	0,69	0,40	2,81	ns 0,068	*Ingen varians
Antal ketoner**	0,00*	0,31	0,40	1,39	ns 0,265	*Ingen varians
Antal halogener	0,00*	0,11	0,10	0,347	ns 0,708	*Ingen varians
Inneklimat						
Ventilation**	0,69	0,66	0,75	0,955	ns 0,390	
Temp inne**	21,8	21,6	22,7	1,03	ns 0,365	
Relativ luftfuktighet**	32,0	34,8	43,4	18,57	0,001	

**) Enskilda variabler som fanns med i det kritiska subspektrat i PCA-analysen.

Av tabell 8.7 framgår att det även fanns signifikanta skillnader för aldehyder (dekanal, heptanal, nonanal, oktanal, summa aldehyder och antal aldehyder) samt relativ luftfuktighet inomhus. I övrigt fanns signifikanta skillnader men i dessa fall minskade koncentrationen i gårdar med högre problemfrekvens. De signifikanta resultaten visade i normalfallet enbart signifikanta skillnader mellan ytterlighetsgrupperna (eg. Ja ofta, Nej aldrig).

8.2.2.2 Kritiska ämnen från mönsteranalys

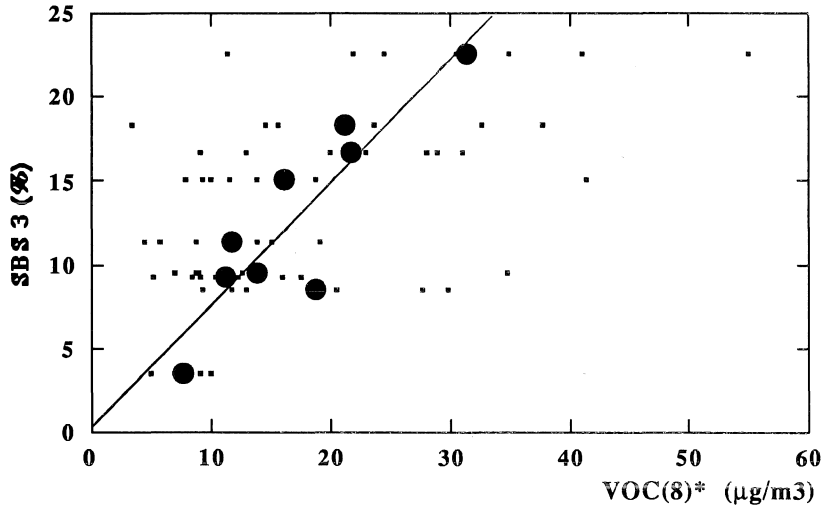
I den tidigare genomförda mönsteranalysen (kapitel 8.2.1) identifierades 8 kritiska ämnen (VOC[8]) som kunde associeras till gårdar med höga problemfrekvenser och 12 icke kritiska ämnen (VOC[12]) som kunde kopplas till övriga gårdar. Dessa enskilda ämnen uppvisade tendenser att korrelera (positivt och negativt) med klagomålen även på substansnivå (eg. enkel linjär regression och variansanalys) på ett sätt som verkade bekräfta resultaten i mönsteranalysen (kapitel 8.2.2.1). En frågeställning härvid är om dessa enskilda ämnen som ingick i olika mönster (kritiska och icke kritiska) kan interagera och tillsammans ge en större effekt. Ett sätt att pröva detta är att undersöka ett additivt mått för de kritiska ämnena (VOC[8]) respektive de icke kritiska ämnena (VOC[12]) och antalet kritiska ämnen. Tre exponeringsindex beräknades för varje lägenhetsprov; VOC[8]* och VOC[12]* som utgjordes av summan av de ingående ämnenas koncentration i respektive grupp samt antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]).

- VOC[8]*=oktan+bensaldehyd+2-etylhexanol+oktanal+heptanal+nonanal+dekanal+metylehptenon ($\mu g/m^3$)

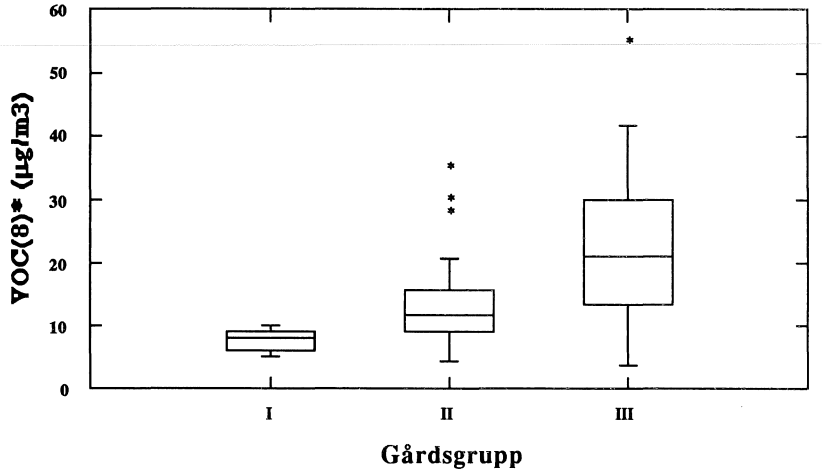
- Antal VOC[8]=Antal kritiska ämnen som kunde identifieras (konc>1,0 $\mu g/m^3$, $0 \leq n \leq 8$)

- VOC[12]*=butylacetat+butanol+toluen+nonan+xylen+dekan+etylbensen+dodekan+undekan+ +treimetylbensen+limonen+hexanal ($\mu g/m^3$)

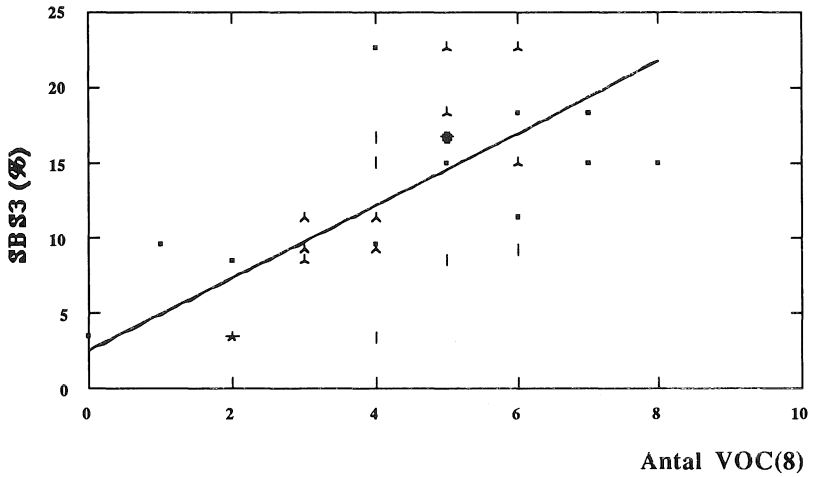
Det fanns indikationer på att olika additiva mått skilde sig åt mellan olika gårdar. Exponeringsindexet (VOC[8]*) tenderade att vara högre i gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel där också problemfrekvenserna var högst (gård C, D, E, P) jämfört med övriga gårdar där VOC[8]* var lägst i referensgården (R), figur 8.13. Den tydligaste tendensen var att spridningen av VOC [8]* var större där klagomålsfrekvensen var högre. Den golvsanerade gården (G) avvek dock något från detta mönster med enstaka högre värden för VOC[8]*. Medelvärdet för VOC[8]* i de fyra gårdarna C, D, E, P var signifikant högre än i övriga gårdar, figur 8.14. Antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) var också högre i de fyra gårdarna med högst problemfrekvens jämfört med övriga, figur 8.15. Medelvärdet för antalet kritiska ämnen i gårdarna C, D, E, P var signifikant skilt från övriga gårdar i problemområde I (A, B, F, G) respektive referensgården (R), figur 8.16. Koncentrationen av de icke kritiska ämnen (VOC[12]* tenderade istället att vara högre i gårdar med lägre problemfrekvens, figur 8.17. En variansanalys visade att medelvärdet för VOC[12]* var signifikant lägst i gårdarna med högst problemfrekvens (C, D, E, P).



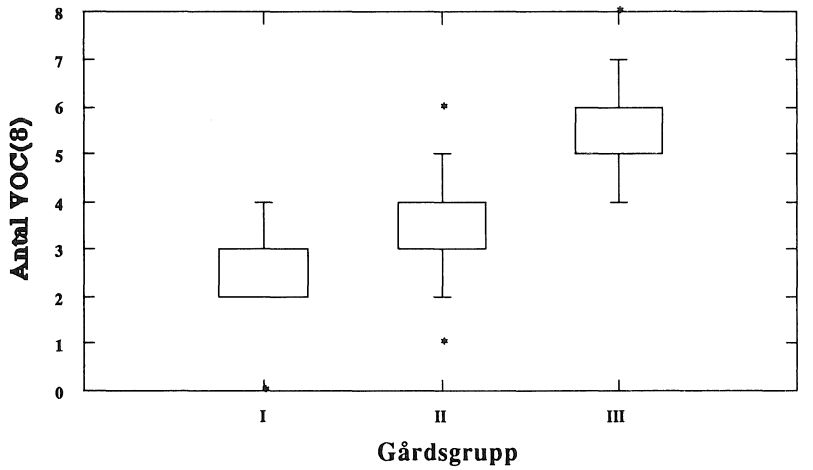
Figur 8.13 Korrelation mellan koncentrationen av 8 kritiska ämnen från mönsteranalysen (VOC[8]* (additivt mått) och SBS 3 för nio olika gårdar. Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknad på medelvärdet för de enskilda resultaten från varje gård, (r=0.89, p<0.001, n=9). Av figuren framgår att koncentrationen av VOC[8]* tenderade att vara högre i gårdarna med högre problemfrekvenser.



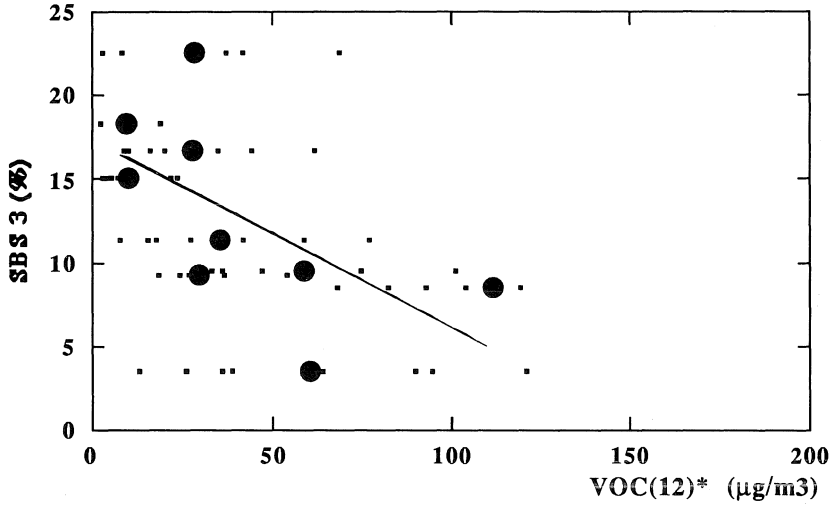
Figur 8.14 Koncentrationen av 8 kritiska ämnen från mönsteranalysen (VOC[8]* (additivt mått) fördelad på tre grupper av gårdar (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdsgrupp I: (SBS 3<5%, n=8); II: (5<SBS 3<11%, n=27); III: (SBS 3>15%, n=31). Parvisa signifikanstester (Tukey) visade att medelvärdet för VOC[8]* var signifikant olika mellan gårdsgrupperna III och I respektive II, (p<0.01). Analysen visade därmed att koncentrationen av kritiska ämnen var signifikant högre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel.



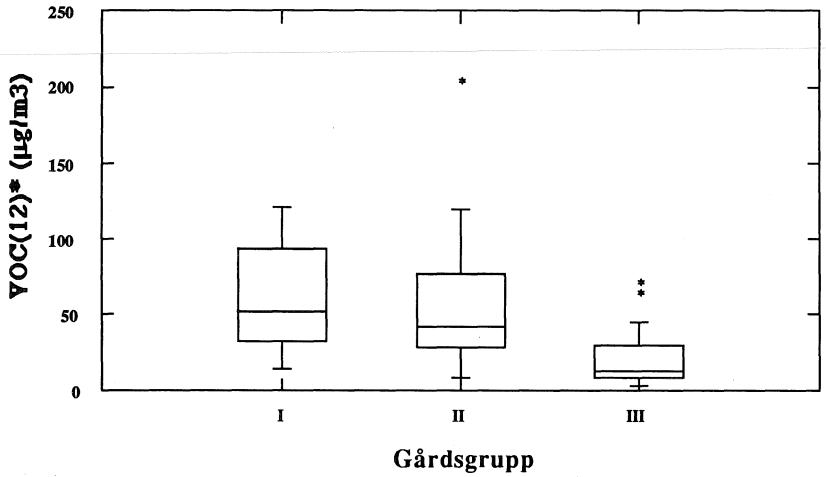
Figur 8.15 Korrelation mellan antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) från mönsteranalysen och SBS 3 för nio olika gårdar. Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknad på medelvärdet för de enskilda resultaten från varje gård, ($r=0.87$, $p<0.01$, $n=9$). Av figuren framgår att antalet kritiska ämnen tenderade att vara högre i gårdarna med högre problemfrekvenser.



Figur 8.16 Antalet kritiska ämnen från mönsteranalysen (Antal VOC[8]) fördelat på tre grupper av gårdar (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdsgrupp I: (SBS 3<5%, n=8); II: (5<SBS 3<11%, n=27); III: (SBS 3>15%, n=31). Parvisa signifikanstester (Tukey) visade att medelvärdet för Antal VOC[8] var signifikant olika mellan gårdsgrupperna III och I respektive II, ($p<0.01$). Analysen visade därmed att antalet kritiska ämnen var högre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel än i övriga gårdar.



Figur 8.17 Korrelation mellan koncentrationen av 12 icke kritiska ämnen (VOC[12]* från mönsteranalysen och SBS 3 för nio olika gårdar (additivt mått). Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknad på medelvärdet för de enskilda resultaten från varje gård, (r=-0.61, p=ns, n=9). Av figuren framgår att koncentrationen av de icke kritiska ämnena tenderade att vara högre i gårdarna med lägre problemfrekvenser, där det ej fanns kaseinspackel.



Figur 8.18 Koncentrationen av icke kritiska ämnen från mönsteranalysen (VOC[12]* fördelad på tre grupper av gårdar (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdsgrupp I: (SBS 3<5%, n=8); II: (5<SBS 3<11%, n=27); III: (SBS 3>15%, n=31). Parvisa signifikanstester (Tukey) visade att medelvärdet för VOC[12]* var signifikant olika mellan gårdsgrupperna III och I respektive II, ($p<0.01$). Analysen visade därmed att koncentrationen av icke kritiska ämnen var lägre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel än i övriga gårdar.

Analyserna med avseende på det additiva måttet för de kritiska och icke kritiska ämnena visade på resultat som pekade i samma riktning som resultaten i mönsteranalysen. Det additiva måttet av de kritiska ämnena (VOC[8]*) kunde associeras till gårdar med kaseinhaltigt flytspackel där också problemfrekvenserna var högst. De icke kritiska ämnena (VOC[12]*) var mer kopplade till övriga gårdar där det fanns lägre frekvenser av rapporterade klagomål. Resultaten visade också att sambanden blev mer konsistenta när det additiva måttet användes som exponeringsmått jämfört med de enskilda substanserna i kapitel 8.2.2.1. Att använda ett additivt mått var ett försök att erhålla ett exponeringsmått där flera variabler togs med. Det är emellertid möjligt att det finns andra mer relevanta interaktionsmått som skulle kunna ge mer konsistenta resultat. I nästa kapitel görs försök att använda olika mått för konstellationen mellan enskilda VOC-ämnen som skulle kunna indikera någon form av interaktion.

Användningen av de additiva måtten kan emellertid vara förledande eftersom det kan finnas enskilda substanser som styr beräkningen av den totala summan (eg. enskilda ämnen som finns i höga koncentrationer och som därmed har störst påverkan på den beräknade summan). Analyser av de ingående enskilda ämnena visade dock att det inte fanns något enskilt ämne som generellt avvek från de övriga.

I kapitel 8.2.2.4. redovisas sambandet mellan VOC[8]* och VOC[12]* och alla enskilda klagomål på symptom och klimatfaktorer som erhölls i enkätundersökningen.

8.2.2.3 Försök med olika exponeringsmått för VOC

En hypotes är att det i första hand inte är den faktiska koncentrationen av en eller flera luftföroreningar (eg. VOC i icke industriella miljöer) som har betydelse för upplevelsen av luftkvaliteten och därmed prevalensen av sjuka-hus symptom eller som skiljer flytspackelmiljöer från övriga. Detta i synnerhet eftersom sjuka-hus problem ofta uppstår i miljöer med mycket låga koncentrationer av VOC som ligger långt under de gränsvärden som finns för industriella miljöer. I stället kanske vår förmåga, att med vårt sensoriska system uppfatta en luftförorening, beror av relationen mellan olika ämnen eller relationen mellan en eller flera föroreningar och hela föroreningsbilden. Bakgrunden till en sådan hypotes kan skönjas inom det yrkesmedicinska området där det ofta finns enskilda substanser som avviker från bakgrunden på ett tydligt sätt. Enligt tidigare resonemang (se kapitel 5) verkar det som att människan har en förmåga att urskilja sådana avvikare när det gäller industriella miljöer och att dessa avvikare ibland kan ge upphov till toxiska effekter. Inom det icke industriella området finns inga tydliga avvikare men samma typ av resonemang kan eventuellt tillämpas. Principen blir att studera förhållandet (exempelvis kvoten) mellan enskilda grupper av kemiska föroreningar eller mellan en eller flera föroreningar och hela bakgrundsnivån. Ett sätt att ge bakgrundsnivån ett kvantitativt värde ($\mu g/m^3$) kan vara att använda den totala koncentrationen av flyktiga organiska ämnen (eg. TVOC).

Relationer mellan enskilda grupper av VOC

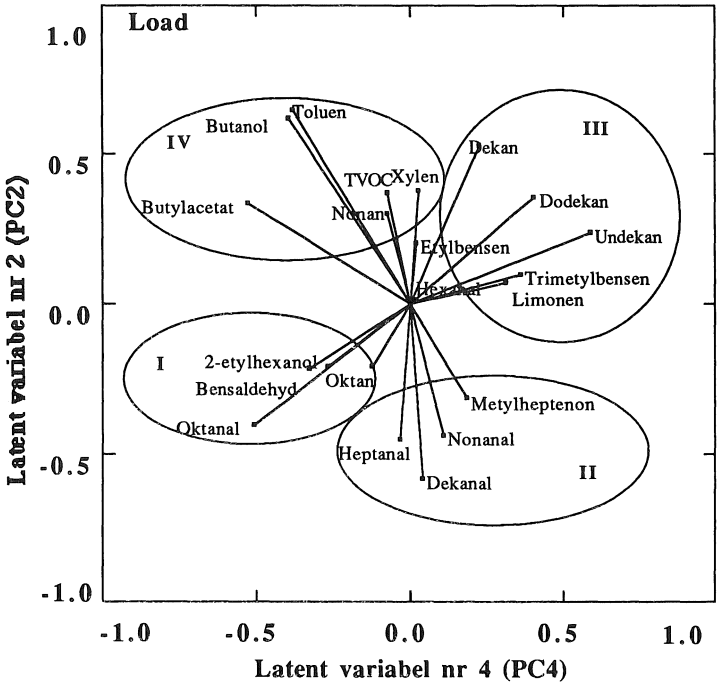
Hypotesen har i detta arbete prövats genom att använda resultaten som erhölls i den genomförda mönsteranalysen. Ett sätt att undersöka interaktiva samband mellan enskilda grupper av VOC-ämnen är att studera loadingplotten för de 20 enskilda ämnen som erhölls i mönsteranalysen, kapitel 8.2.1. I figur 8.19 redovisas loadingplotten för de två latenta variabler (PC 2, PC 4) som kunde gruppera de enskilda lägenheterna på ett sätt som påminde om gårdarnas tekniska utformning och relativa problemfrekvens. Enligt tidigare resonemang i kapitel 8.2.1 är en tolkning av en loadingplot att enskilda loadingvektorer kan speglas genom origo och därigenom antyda motsatta variabler. Man kan i figur 8.19 skönja fyra grupper av VOC-komponenter. Bland de kritiska ämnena (VOC[8]) finns två grupper; grupp I och II, och bland de icke kritiska ämnena (VOC[12]) finns två grupper; grupp III och IV. Enskilda ämnen inom respektive grupp var:

Kritiska ämnen (VOC[8])

- Grupp I=oktan, bensaldehyd, 2-etylhexanol, oktanal
- Grupp II=heptanal, dekanal, nonanal, metylheptenon

Icke kritiska ämnen (VOC[12])

- Grupp III=dekan, dodekan, undekan, trimetylbensen, limonen, etylbensen, hexanal
- Grupp IV=butylacetat, butanol, toluen, xylen, nonan

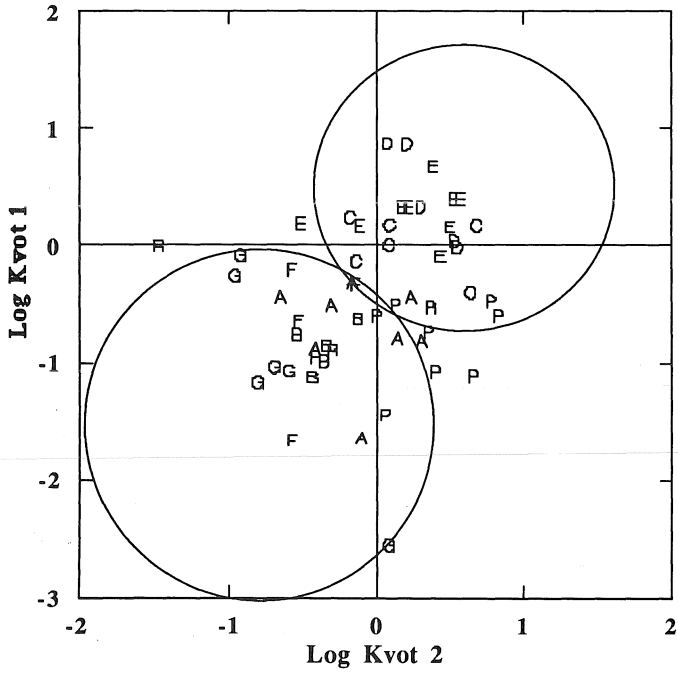


Figur 8.19 Loadingplot för två latenta variabler (PC 2 och PC 4) som kunde gruppera lägenheterna på ett sätt som kunde associeras till klagomålsfrekvensen i olika gårdar och den tekniska utformningen av olika gårdar, se även figur 8.9 där scoreplotten redovisas. I figuren har fyra grupper (I-IV) av loadingvektorer markerats. Genom spegling genom origo verkar grupp I stå i ett motsatt förhållande till grupp III och grupp II stå i ett motsatt förhållande till grupp IV. En hypotes är att relationen (eg. kvoten) mellan summakoncentrationen av ämnena i grupp I och grupp II samt mellan grupp II och grupp IV kan beskriva en ämneskonstellation som kan ha betydelse för upplevelsen av luftkvaliteten.

Tre olika index för konstellationen av enskilda grupper av VOC-ämnen beräknades som olika kvoter. Den totala koncentrationen av ämnena i grupp I dividerades med koncentrationen av ämnena i grupp III, (Kvot 1) och koncentrationen av ämnena i grupp II dividerades med grupp IV (Kvot 2). Därefter beräknades Kvot 3 som utgjordes av kvoten mellan de kritiska och icke kritiska ämnena. För att erhålla en rimligare fördelning logaritmerades de erhållna kvoterna. Kvoterna beräknades enligt följande:

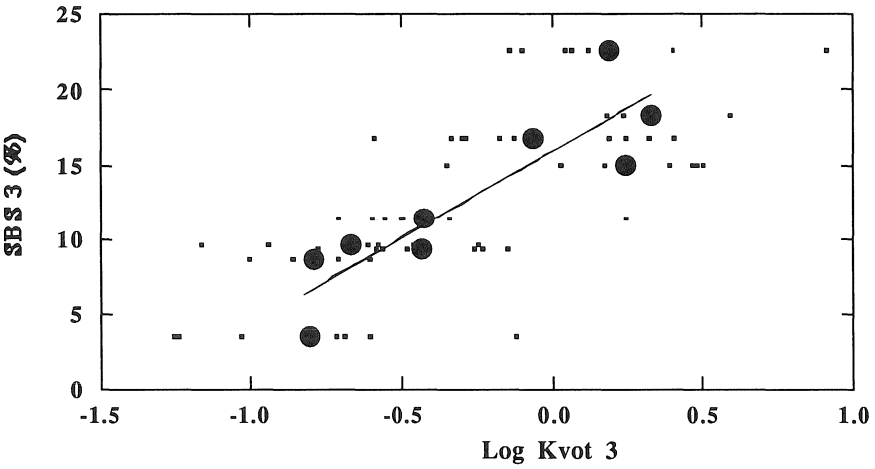
- Log Kvot 1=log[Σ konc. grupp I / Σ konc. grupp III]
- Log Kvot 2=log[Σ konc. grupp II / Σ konc. grupp IV]
- Log Kvot 3=Log[VOC[8]*/VOC[12]*]

De beräknade kvoterna beskriver därmed olika förhållanden mellan de 8 kritiska ämnena (VOC[8]) och de icke kritiska ämnena (VOC[12]) vilka erhölls i mönsteranalysen. I figur 8.20 har Log Kvot 1 avsatts mot Log Kvot 2 och de enskilda lägenheterna har märkts med gårdstillhörighet. Det fanns en tendens att gårdarna med de högsta problemfrekvenserna (C, D, E, P), där det också fanns kaseinhaltigt flytspackel, grupperades högre upp i figuren med högre värden för Log Kvot 1 och Log Kvot 2 medan övriga gårdar hade lägre värden för de båda kvoterna. Detta antyder att de kritiska ämnena som ingick i VOC[8] dominerade koncentrationsmässigt över de icke kritiska ämnena i gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel jämfört med övriga gårdar.



Figur 8.20 Gruppering av enskilda lägenheter med avseende på Log Kvot 1 och Log Kvot 2. Grupperingen av lägenheterna i gårdarna C, D, E, P högre upp i figuren antyder att kvoten mellan de kritiska ämnena och de icke kritiska ämnena var högre i gårdar med högre problemfrekvenser och kaseinhaltigt flytspackel.

Det fanns även en tendens till att Log Kvot 3 var högre i gårdarna med högre problemfrekvenser, figur 8.21. Om man betraktar gårdarna med de högsta problemfrekvenserna (SBS 3>15 %) som en grupp (vilka utgjordes av lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel) så var medelvärdet för Log Kvot 3 för denna grupp signifikant skilt från övriga gårdar ($p<0.001$).



Figur 8.21 Korrelation mellan Log Kvot 3 och SBS 3 för nio olika gårdar. Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknades på ett medelvärde för Log Kvot 3 för de nio olika gårdarna,($r=89$, $p<0.001$, $n=9$). Medelvärdet för Log Kvot 3 för de fyra gårdarna med SBS 3 > 15% (kaseinhaltigt flytspackel) var signifikant högre än medelvärdet för övriga gårdar ($p<0.001$). Detta innebär att de kritiska ämnena (VOC[8]*) dominerade koncentrationsmässigt över de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel.

Analysen angående olika relationer mellan kritiska och icke kritiska ämnen tenderade att bekräfta resultaten från mönsteranalysen. I gårdar med höga problemfrekvenser där det fanns kaseinhaltigt flytspackel (gård C, D, E, P) dominerade de kritiska ämnena koncentrationsmässigt över de icke kritiska ämnena. I övriga gårdar var förhållandet det omvända. Skillnader kunde emellertid inte konstateras mellan referensgården (R) och gårdarna med en problemfrekvens av SBS 3 på omkring 10 % (A, B, F, G). I kapitel 8.2.2.4 redovisas sambandet mellan det beräknade andelsmåttet (Log Kvot 3) och övriga klagomål från enkätundersökningen.

TVOC som bakgrundsvariabel

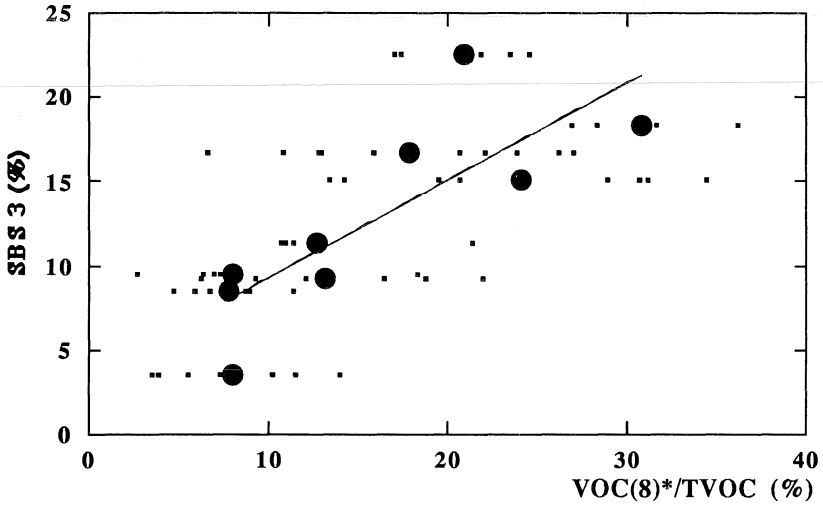
Ett sätt att undersöka eventuella interaktionsfenomen är att studera skillnader mellan olika gårdar med avseende på de kritiska och icke kritiska ämnenas andel av den totala mängden flyktiga organiska ämnen i inomhusluften (eg. TVOC). En sådant exponeringsmått kan liknas vid ett signal/brus-förhållande där de kritiska och icke kritiska ämnenas totala koncentration utgör signalen och TVOC representerar bruset. På detta sätt görs ett försök att efterlikna teorin inom det yrkesmedicinska området.

Mönsteranalysen i kapitel 8.2.1 med de 21 ursprunliga variablerna visade att TVOC stod i ett motsatt förhållande till de kritiska ämnena, figur 8.19. Tidigare analyser har också visat att den totala koncentrationen av VOC (eg. TVOC) inte var något bra kvantitativt värde för att indikera dålig luftkvalitet, tabell 8.5 och 8.7. Snarare fanns ett omvänt samband där koncentrationen av TVOC var lägre i miljöer som upplevdes som obehagliga. Två olika exponeringsmått beräknades som beskrev de kritiska och de icke kritiska ämnenas andel av TVOC.

- VOC[8]*/TVOC= Andelen kritiska ämnen (VOC[8]* av TVOC (%)

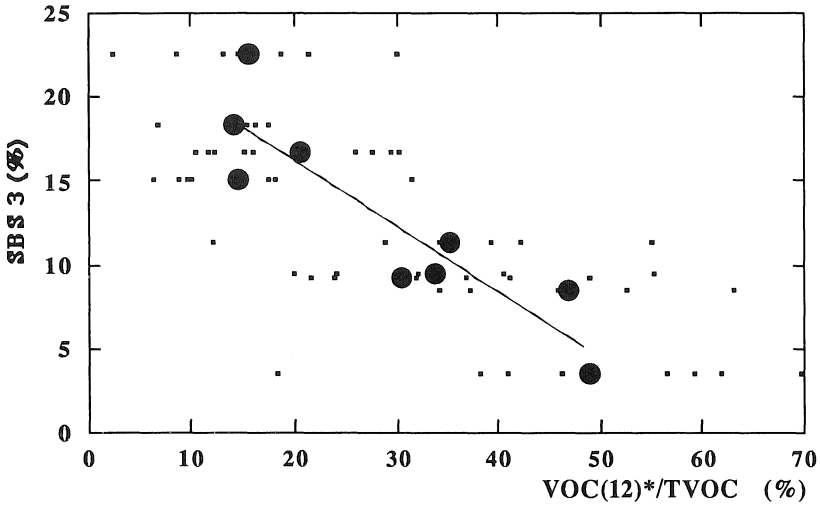
- VOC[12]*/TVOC= Andelen icke kritiska ämnen (VOC[12]* av TVOC (%)

Analysen visade att de kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC) tenderade vara högre i de fyra gårdarna med högst problemfrekvens av SBS 3, figur 8.22. I detta fall fanns ingen avvikelse för gård G (SBS 3 = 8.5 %) som i fallet när enbart koncentrationen av de kritiska ämnena (VOC[8]*) användes i analysen, figur 8.13. En variansanalys visade också att medelvärdet för VOC[8]*/TVOC för de fyra gårdarna med högst problemfrekvens var signifikant skiljt från övriga gårdar. I detta fall, när andelen kritiska ämnen av TVOC användes, blev skillnaden mellan de olika gårdsgrupperna tydligare än när enbart koncentrationen av de 8 kritiska ämnena (VOC[8]*) användes, figur 8.13.



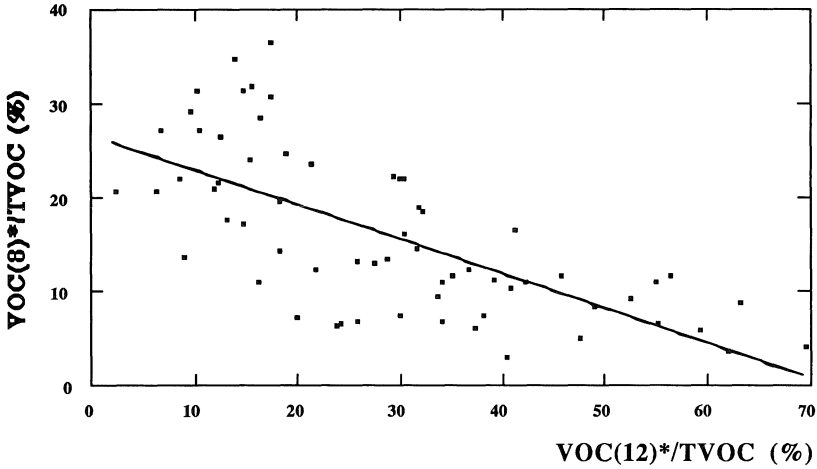
Figur 8.22 Korrelationen mellan de kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC) och SBS 3 för nio olika gårdar. Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknades på ett medelvärde för VOC[8]*/TVOC i varje gård,($r=0.80$, $p<0.01$, $n=9$). I gårdarna med högst problemfrekvens av SBS 3 (>15 %) (gård C, D, E, P) var andelen kritiska ämnen av TVOC 20-30 % medan övriga gårdar uppvisade en andel på cirka 10 %. Medelvärdet för VOC[8]*/ TVOC i de fyra gårdarna med SBS 3>15 % var signifikant skilt från övriga gårdar ($p<0.001$).

När det gällde de icke kritiska ämnenas (VOC[12]*) andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC) så fanns ett omvänt samband, figur 8.23. I referensgården (SBS 3<5%) var andelen icke kritiska ämnen av TVOC högst och i gårdarna med högst problemfrekvens (SBS 3>15 %) var VOC[12]*/TVOC lägst. En variansanalys visade på signifikanta skillnader ($p<0.01$) i medelvärdet för andelen icke kritiska ämnen av TVOC mellan tre grupper av gårdar, (SBS 3; <5%, cirka 10 %, >15 %).



Figur 8.23 Korrelationen mellan de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC) och SBS 3 för nio olika gårdar. Korrelationskoefficienten (Pearson) beräknades på ett medelvärde för VOC[12]*/TVOC i varje gård, ($r=-0.90$, $p<0.001$, $n=9$). I gårdarna med högst problemfrekvens av SBS 3 (>15 %) var andelen icke kritiska ämnen av TVOC 10-20 % medan övriga gårdar uppvisade en andel på 20-70 % . Medelvärdet för VOC[12]*/TVOC i de fyra gårdarna med SBS 3>15 % var signifikant skilt från övriga gårdar ($p<0.001$).

Analyserna visade därmed att andelen kritiska ämnen av TVOC tenderade att vara högre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel jämfört med övriga gårdar samt att andelen icke kritiska ämnen av TVOC var något högre i gårdar utan kaseinhaltigt. Det fanns också ett omvänt samband mellan dessa två exponeringsmått (VOC[8]*/TVOC och VOC[12]*/TVOC) figur 8.24. Där andelen kritiska ämnen (av TVOC) var högre tenderade andelen icke kritiska ämnen att minska.



Figur 8.24 Korrelationen mellan andelen kritiska ämnen av TVOC (VOC[8]*/TVOC) och andelen icke kritiska ämnen av TVOC (VOC[12]*/TVOC. (Pearson) (r=0.69, p<0.001, n=66). I lägenheter där andelen kritiska ämnen av TVOC var hög (20-30 %) tenderade andelen icke kritiska ämnen att vara låg (10-20 %). I lägenheter där andelen kritiska ämnen var låg (ca 10 %) var andelen icke kritiska ämnen högre (20-70 %).

Samband mellan beräknade exponeringsmått och olika klagomål

I kapitel 8.2.2.2 beräknades additiva mått för de kritiska ämnena (VOC[8]* och Antal VOC[8]) och de icke kritiska ämnena (VOC[12]*). I kapitel 8.2.2.3 beräknades ett konstellationsmått för de kritiska och icke kritiska ämnena (Log Kvot 3) samt två mått för de kritiska och icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC och VOC[12]*/TVOC). Dessa sex olika exponeringsmått har på gårdsnivå prövats med enkel linjär regression mot alla klagomål från enkätundersökningen (eg. symptom och klagomål på miljöfaktorer). Resultaten redovisas i tabell 8.8.

Det framgår av tabell 8.8 att de beräknade exponeringsindexen uppvisade en högre korrelation med typiska SBS-problem (symptom och klagomål på luftkvalitet) och låga icke signifikanta korrelationer med andra klagomål som inte kan kopplas till flytspackelproblematiken (termiskt klimat såsom drag, hög temperatur, låg temperatur, varierande temperatur, statisk el, buller och damm). Detta styrker tesen att de beräknade indexen kan vara kopplade till flytspackelproblematiken.

Tabell 8.8 Korrelation mellan sex beräknade exponeringsindex och olika klagomålsfrekvenser i nio gårdar (eg. sjuklighetsindex, enskilda symptom, luftkvalitet och klimatfaktorer. Korrelationskoefficienten (r) (Pearson) beräknades med medelvärdet för varje exponeringsindex i varje gård (6-10 enskilda värden i varje gård, totalt 66 värden) och klagomålsfrekvensen för olika klagomål i varje gård (n=9).

Klagomål	Korrelationskoefficient (r)					
	VOC[8]*	Antal VOC[8]	Log Kvot 3 VOC[8]*/TVOC		VOC[12]*/TVOC	VOC[12]*
Index						
SBS 3	0,89***	0,87**	0,89***	0,80**	-0,90***	-0,61ns
Antal symptom	0,77*	0,89***	0,91***	0,82**	-0,94***	-0,66*
EFF 1	0,85**	0,80**	0,83**	0,73*	-0,88**	-0,55ns
EFF 2	0,64ns	0,79**	0,87**	0,79**	-0,90***	-0,70*
EFF 3	0,71*	0,93***	0,90***	0,81**	-0,93***	0,66*
Allmänsymptom						
Trötthet	0,86**	0,84**	0,88***	0,76*	-0,92***	-0,60*
Tung i huvud	0,61ns	0,72*	0,77*	0,65*	-0,87**	-0,66*
Huvudvärk	0,82**	0,83**	0,80**	0,71*	-0,81**	-0,46ns
Illamående	0,62*	0,41ns	0,50ns	0,39ns	-0,62ns	-0,41ns
Konc.svårigheter	0,56ns	0,59ns	0,57ns	0,63ns	-0,55ns	-0,29ns
Slemhinnesymptom						
Ögon	0,73*	0,76*	0,78**	0,67*	-0,83**	-0,52ns
Näsa	0,69*	0,74*	0,80**	0,70*	-0,87**	-0,64*
Heshet	0,60ns	0,91***	0,90***	0,81**	-0,86**	-0,68*
Hosta	0,62ns	0,85**	0,89***	0,96***	-0,82**	-0,68*
Hudsymptom						
Hud i ansikte	0,63ns	0,87**	0,82**	0,72*	-0,78*	-0,56ns
Hårbotten	0,57ns	0,94***	0,95***	0,88**	-0,98***	-0,82**
Hud på händer	0,18ns	0,23ns	0,18ns	0,12ns	-0,25ns	0,05ns
Luftkvalitet						
Instängd luft	0,47ns	0,79**	0,82**	0,74*	-0,92***	-0,86**
Torr luft	0,30ns	0,69*	0,73*	0,70*	-0,72*	-0,75*
Obehaglig lukt	0,46ns	0,76*	0,80**	0,69*	-0,89**	-0,82**
Klimatfaktorer						
Drag	0,49ns	0,30ns	0,30ns	0,19ns	-0,45ns	-0,26ns
Hög temp	-0,13ns	0,26ns	0,30ns	0,26ns	-0,32ns	-0,29ns
Varierande temp	0,52ns	0,44ns	0,51ns	0,35ns	-0,66*	-0,36ns
Låg temp	0,31ns	0,27ns	0,25ns	0,15ns	-0,43ns	-0,30ns
Statisk el	0,08ns	0,42ns	0,51ns	0,56ns	-0,54ns	-0,46ns
Andras tobak	0,05ns	0,73*	0,74*	0,79**	-0,66*	-0,77*
Buller	0,33ns	0,42ns	0,34ns	0,16ns	-0,29ns	-0,22ns
Damm	0,09ns	0,45ns	0,45ns	0,34ns	-0,57ns	-0,64ns

***) p<0,001 **) p<0,01 *) p<0,05 ns p>0,05

8.2.2.4 Indelning av gårdar efter teknisk utformning

I de tidigare analyserna har olika exponeringsmått prövats mot klagomålsfrekvensen för de nio olika gårdarna som ingick i undersökningen med enkel linjär regression och variansanalyser. I detta kapitel har gårdarna rangordnats med avseende på problemfrekvensen av SBS 3 och fördelningen av exponeringsmåtten för de olika gårdarna redovisas. Syftet är att erhålla en mer kvalitativ jämförelse mellan de olika grupper av gårdar som ingick i materialet med avseende på teknisk utformning. I undersökningen ingick fem olika typer av lägenheter enligt tabell 8.9.

Tabell 8.9 Fem olika grupper av gårdar i undersökningen med avseende på golvkonstruktion och ventilationssystem

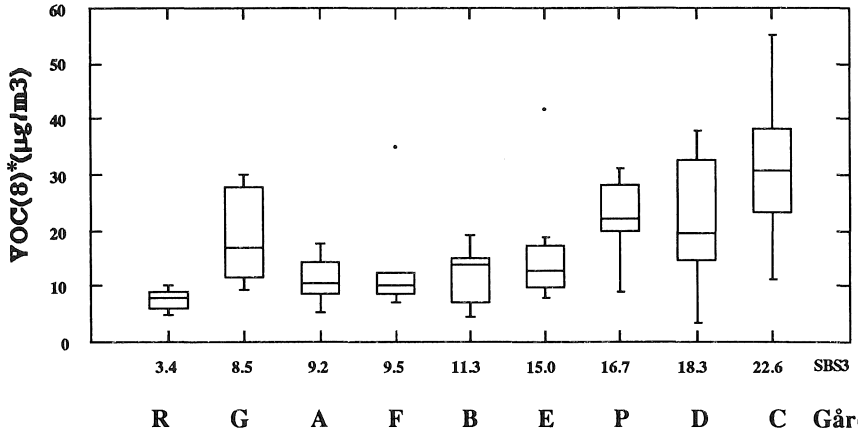
Grupp	Golvkonstruktion	Gård	Antal lägenheter
I	Inget spackel	R	8
II	Typgodkänt[1)]	G	6
III	Kalkspackel	A, B	15
IV	Kaseinspackel	C, D, E, P	31
V	Kaseinspackel[2)]	F	6

1) Tidigare kaseinhaltigt flytspackel ersatt med ett typgodkänt spackel

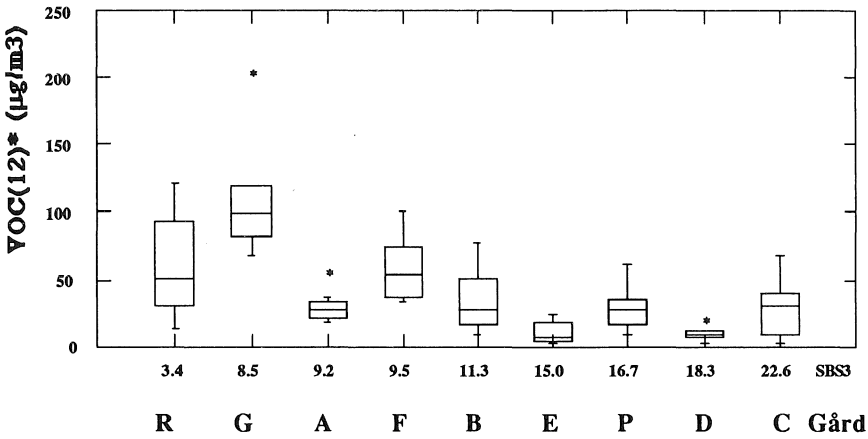
2) Mekanisk till- och frånluft med värmeväxling (FTX-system) utbytt mot mekanisk frånluft (F-system)

Additiva mått av kritiska och icke kritiska ämnen

Jämförelser mellan de olika gårdarna antydde att det additiva måttet för kritiska ämnena (VOC[8]*) var högre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel dock med undantag av gård E och gård G. En liknande fast omvänd tendens kunde skönjas när det gällde de icke kritiska ämnena (VOC[12]*. Analysen visade därmed att det additiva måttet för de kritiska och icke kritiska ämnena inte separerade gårdarna åt på ett helt entydigt sätt vilket i sin tur indikerar att det kanske inte är koncentrationen enbart som har betydelse.



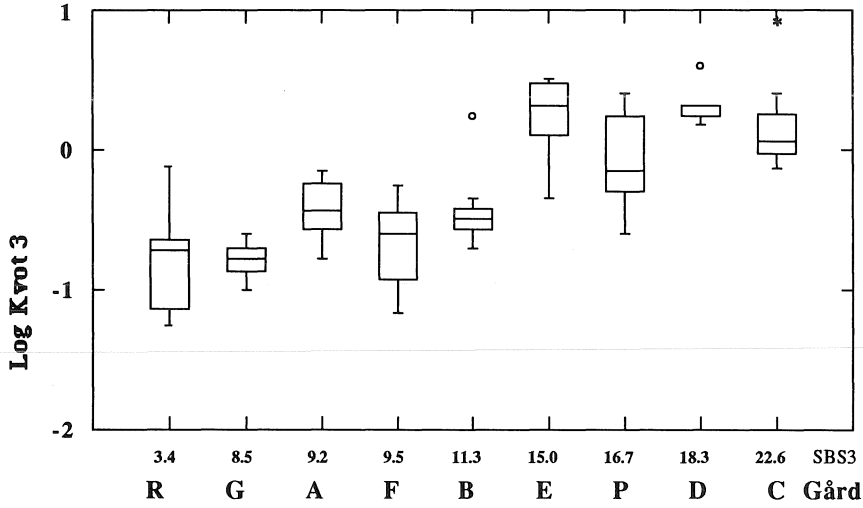
Figur 8.25 Fördelning av VOC[8]* (additivt mått för 8 kritiska ämnen som erhölls i mönsteranalysen), (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). En tendens fanns att koncentrationen av de 8 kritiska ämnena var högre i gårdarna P, D, C som utgjordes av lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel.



Figur 8.26 Fördelning av VOC[12]* (additivt mått för 12 icke kritiska ämnen som erhölls i mönsteranalysen. (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). En tendens fanns att koncentrationen av de icke kritiska ämnena var högre i gårdarna utan kaseinhaltigt flytspackel (R, G, A, F, B) jämfört med gårdar med kaseinhaltigt flytspackel (E, P, D, C).

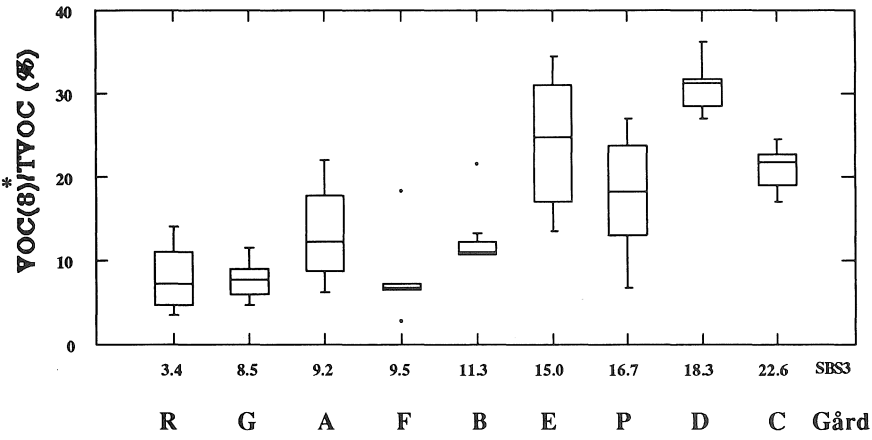
Konstellationer av olika VOC-grupper

Det tidigare beräknade indexet som beskrev de kritiska ämnenas (VOC[8]) förhållande till de icke kritiska ämnena (VOC[12]), vilket benämndes Log Kvot 3, visade sig vara högst i gårdsgrupp IV där det fanns kaseinhaltigt flytspackel och inga ventilationsåtgärder genomförda och lägst i gårdsgrupp II (golvsanerad gård). Medelvärdet för Log Kvot 3 i gårdarna med kaseinspackel var signifikant skilt från övriga gårdar både betraktade som en grupp och som enskilda gårdar. Analysen visade därmed att det fanns en kvalitativ skillnad mellan flytspackellägenheter å ena sidan och övriga lägenheter å den andra när det gällde Log Kvot 3 som beskrev förhållandet mellan de kritiska ämnena och de icke kritiska. Detta innebar att i flytspackellägenheterna var de kritiska ämnena mer dominerande i förhållande till de icke kritiska jämfört med övriga lägenheter.

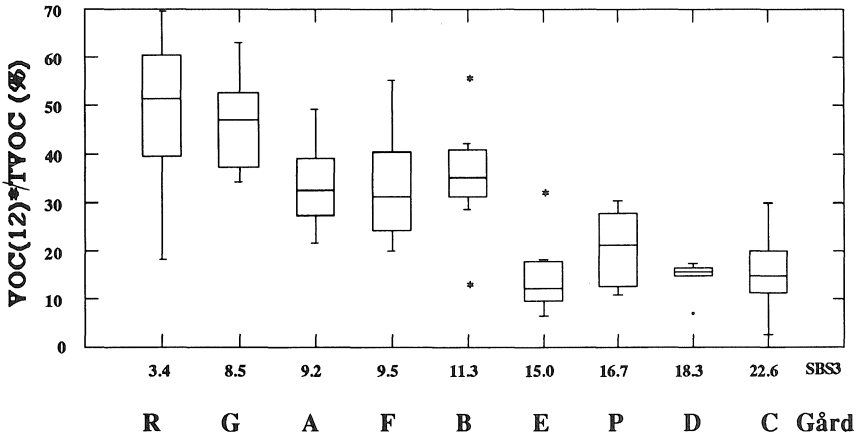


Figur 8.27 Fördelning av Log Kvot 3 (som beskriver förhållandet mellan kritiska och icke kritiska ämnen som erhölls i mönsteranalysen, kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel avvek på ett signifikant sätt från övriga gårdar med avseende på Log Kvot 3. Detta innebär att de kritiska ämnena var mer dominanta (i förhållande till de icke kritiska ämnena) i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel.

Andelen kritiska respektive icke kritiska ämnen av den totala mängden flyktiga organiska ämnen, (VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC), jämfördes mellan de nio gårdarna. De kritiska ämnenas andel av TVOC var högst i gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel, figur 8.28. Ingen större skillnad kunde skönjas mellan övriga gårdar (R, G, A, F, B). Andelen icke kritiska ämnen av TVOC (VOC[12]*/TVOC) tenderade att vara högst i referensgården (R) för att avta för övriga gårdar (G, A, F, B) och vara lägst i gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel (E, P, D, C), figur 8.29. Det verkade därmed finnas ett omvänt förhållande mellan andelen kritiska och icke kritiska ämnen av TVOC.

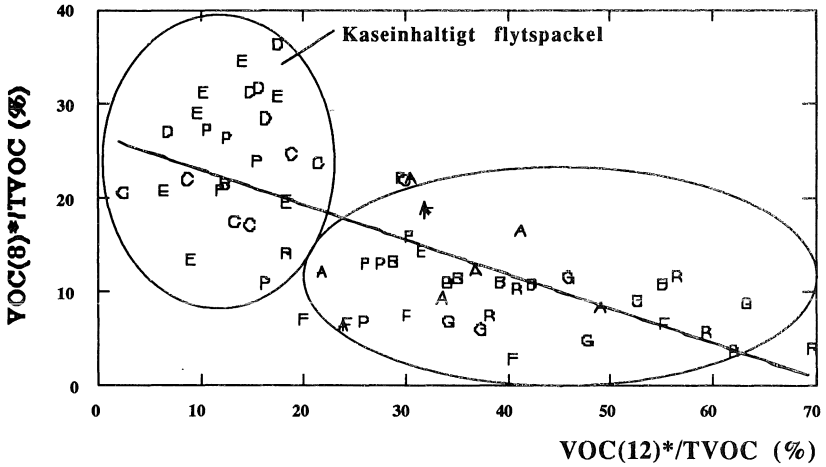


Figur 8.28 Fördelning av VOC[8]*/TVOC (Andelen kritiska ämnen av TVOC), (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel (C, D, E, P) avvek på ett signifikant sätt från övriga gårdar med avseende på VOC[8]*/TVOC. Detta innebär att de kritiska ämnena var mer dominanta i flytspackellägenheterna i förhållande till övriga lägenheter. Någon skillnad mellan övriga gårdar (R, G, A, F, B) kunde inte märkas.



Figur 8.29 Fördelning av VOC[12]*/TVOC (Andelen icke kritiska ämnen av TVOC), (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel (C, D, E, P) avvek på ett signifikant sätt från övriga gårdar med avseende på VOC[12]*/TVOC genom att uppvisa lägst andel icke kritiska ämnen av TVOC.

Slutligen kunde de lägenheter som hade kaseinhaltigt flytspackel separeras från övriga lägenheter genom att andelen kritiska ämnen av TVOC var högre och andelen icke kritiska ämnen av TVOC var lägre där jämfört med övriga lägenheter, figur 8.30. I lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel var andelen kritiska ämnen 20-30 % av TVOC och andelen icke kritiska ämnen 10-20 %. I övriga lägenheter var andelen kritiska ämnen av TVOC cirka 10 % medan andelen icke kritiska var 20-70 %.



Figur 8.30 Samband mellan andelen kritiska ämnen av TVOC (VOC[8]*/TVOC) och andelen icke kritiska ämnen av TVOC (VOC[12]*/TVOC). (Pearson, r=-0.69, p<0.001, n=66). Det fanns en tendens till ett omvänt samband mellan de två exponeringsmåtten. I figuren har de enskilda lägenheterna märkts med gårdstillhörighet. Det framgår att gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel grupperas till vänster i figuren (med hög andel kritiska ämnen av TVOC och låg andel icke kritiska ämnen av TVOC) medan förhållandet i övriga lägenheter var det omvända.

Undersökningen av fördelningen av de olika exponeringsindexen med avseende på olika gårdar i detta kapitel tyder därmed på att indikationerna angående ett dos/respons-samband i de tidigare korrelationsstudierna eventuellt var skenbara. Den enda konsistenta slutsats som kan dras utifrån de genomförda analyserna är att lägenheterna med kaseinhaltigt flytspackel (där inga ventilationsåtgärder har gjorts) avviker från övriga lägenheter när det gäller konstellationen mellan de kritiska och icke kritiska VOC-ämnena (Log Kvot 3) samt andelen kritiska respektive icke kritiska ämnen av totala halten VOC (VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC).

8.2.2.5 Inneklimatfaktorernas roll

I kapitel 7 gjordes analyser för att studera sambandet mellan klimatfaktorer såsom ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet inomhus och VOC. Nedan redovisas sambandet mellan de nämnda klimatfaktorerna och de tidigare beräknade exponeringsindexen (eg. VOC[8]*, Antal VOC[8], VOC[12]*, Log Kvot 3, VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC). Sambandsanalyserna gjordes med enkel linjär regression och resultaten redovisas i tabell 8.10.

Tabell 8.10 Samband mellan inomhusklimat (eg. ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) och sex beräknade exponeringsindex.

Exponerings-index	Korrelationskoefficient (r)			
	Ventilation[1)]	Ventilation[2)]	Temperatur	Relativ luftfuktighet
	n=66	n=47	n=66	n=66
TVOC	-0,42***	-0,40**	0,35**	0,22ns
VOC[8]*	-0,12ns	-0,02ns	0,53***	0,35**
Antal VOC [8]	0,33**	0,49***	0,23ns	0,16ns
VOC[12]*	-0,35**	-0,45**	-0,02ns	-0,08ns
Log Kvot 3	0,29*	0,53***	0,30*	0,36**
VOC[8]*/TVOC	0,33**	0,51***	0,25ns	0,30*
VOC[12]*/TVOC	-0,19ns	-0,49***	-0,26*	-0,39**

*p<0,05; **;p<0,01; ***p<0,001; ns p>0,05

1) Mätningar från alla undersökta lägenheter, n=66. (Gård A, B, C, D, E, F, G, P, R)

2) Mätningar enbart från problemområde I, n=47 (Gård A, B, C, D, E, F, G)

Ventilation

Undersökningen angående ventilationens inverkan på de beräknade exponeringsindexen gjordes dels med hela materialet (n=66), dels enbart på lägenheterna som fanns i problemområde I (n=47). Det fanns tendenser till att en ökad luftomsättning inomhus minskade både koncentrationen av TVOC och de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) samt de icke kritiska ämnenas andel av VOC (VOC[12]*/TVOC). Däremot verkade antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) och andelen kritiska ämnen av TVOC (VOC[8]*/TVOC) samt relationen mellan de kritiska och icke kritiska ämnena (Logkvot 3) öka vid en högre luftomsättning, tabell 8.10. Tendensen med ökade föroreningsindex vid högre ventilation blev tydligare när analyserna enbart gjordes med data från problemområde I.

Temperatur och relativ luftfuktighet

En ökad temperatur inomhus tenderade att korrelera positivt med TVOC, en ökad koncentration av de kritiska ämnena som ingick i VOC[8]* och Logkvot 3, tabell 8.10. Samma tendenser kunde skönjas i korrelationsanalysen i kapitel 7 där sambandet mellan temperatur och enskilda VOC-ämnen studerades. I den substansanalysen var det främst de kritiska aldehyderna som korrelerade positivt med temperaturen inomhus.

Den relativa luftfuktigheten inomhus tenderade att korrelera positivt med koncentrationen av de kritiska ämnena (VOC[8]*), Logkvot 3 samt andelen kritiska ämnen av TVOC (VOC[8]*/TVOC). En negativ korrelation kunde skönjas mellan relativ luftfuktighet och andelen icke kritiska ämnen av TVOC (VOC[12]*/TVOC).

Analyserna visade därmed att det fanns signifikanta korrelationer (både positiva och negativa) mellan klimatfaktorerna ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet å ena sidan och olika beräknade exponeringsindex å den andra. Detta är emellertid inte detsamma som att det finns ett kausalt samband mellan exempelvis luftomsättning och valda faktorer.

8.2.3 Sammanfattning av gårdsanalys

I den genomförda mönsteranalysen (PCA) i kapitel 8.2.1 identifierades ett kritiskt och ett icke kritiskt mönster av VOC-variabler och andra faktorer. Med "kritiska" mönster eller enskilda ämnen avses faktorer som kan associeras till miljöer med höga klagomålsfrekvenser och i detta projekt miljöer med kaseinhaltigt flytspackel. Begreppet "icke kritisk" ska associeras till miljöer med lägre klagomålsfrekvenser och speciellt i detta projekt miljöer utan kaseinhaltigt flytspackel. Det kritiska mönstret som kunde associeras till fyra gårdar där det fanns kaseinhaltigt flytspackel bestod av 8 ämnen (VOC[8]). Ytterligare en gård hade kaseinhaltigt flytspackel men åtgärdad ventilation. Denna gård kunde inte kopplas till det kritiska submönstret. Analysen identifierade också 12 icke kritiska ämnen (VOC[12]) som kunde associeras till lägenheter utan kaseinhaltigt flytspackel eller där ventilationsåtgärder hade genomförts. De kritiska ämnena var oktan, bensaldehyd, 2-etylhexanol, oktanal, heptanal, dekanal, nonanal och metylheptenon. De kritiska ämnesgrupperna var därmed främst aldehyder men också en alkohol, en keton samt en alkan. De icke kritiska ämnena utgjordes främst av alkaner, aromater och terpener och bestod av de enskilda ämnena butylacetat, butanol, toluen, nonan, xylen, dekan, etylbensen, dodekan, undekan, trimetylbensen, limonen, hexanal. Det kritiska submönstret (VOC[8]) verkade vara kopplat till typiska sjuka-hus problem (eg, symptom och klagomål på luftkvalitet) men inte till klagomål på klimatfaktorer inomhus såsom termiskt klimat, statisk el och buller. Detta kan styrka hypotesen att det kritiska submönstret kan kopplas till SBS och flytspackelproblematiken eftersom klagomålen på de nämnda miljöfaktorerna inte självklart ingår i sjuka-hus problematiken och inte heller kan kopplas till golvproblematiken. Analysen har därmed inte avfärdat hypotesen att människan kan uppfatta kemiska mönster snarare än enskilda substanser. Vidare verkade en ökad ventilation, högre temperatur och högre relativ luftfuktighet inomhus vara associerad till miljöer med högre problemfrekvenser. I detta fall fanns emellertid en risk att orsak och verkan har sammanblandats, åtminstone när det gällde ventilationens inverkan. Slutligen bygger vissa delar av det genomförda resonemanget på att man med enkätresultat kan kvantifiera ohälsan vilket inte är helt självklart. Men mönsteranalysen verkade även stämma med gårdarnas tekniska utformning (förekomst av kaseinhaltigt flytspackel och ventilationsåtgärder) vilket förmodligen är en bättre indelningsgrund i detta projekt.

I kapitel 8.2.2 gjordes analyser med de ursprungliga variablerna, både i form av enskilda tekniska faktorer (eg. VOC, ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) och med hjälp av olika beräknade exponeringsindex. De enskilda VOC-ämnena tenderade att korrelera på substansnivå med sjuklighetsindexet SBS 3 på ett sätt som påminde om resultaten i mönsteranalysen, kapitel 8.2.2.1. Enskilda ämnen som ingick i det kritiska mönstret (VOC[8]) korrelerade positivt och enskilda ämnen som ingick i det icke kritiska mönstret (VOC[12]) korrelerade negativt. Sambanden var emellertid inte starka och i många fall inte signifikanta. Ett problem med denna analys var också att vissa ämnen fanns i enbart ett fåtal lägenheter vilket gör korrelationsanalysen tveksam.

I kapitel 8.2.2.2 prövades det additiva måttet för de kritiska (VOC[8]*) respektive de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) som erhölls i mönsteranalysen samt antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]). Korrelationsstudier mellan de beräknade exponeringsindexen och sjuklighetsindexet SBS 3 visade på positiva samband för de kritiska indexen VOC[8]* och Antal VOC[8] och negativa korrelationer för det icke kritiska indexet (VOC[12]*. Variansanalyser visade att medelvärdet av de kritiska ämnena var signifikant högre i de gårdar som hade kaseinhaltigt flytspackel jämfört med övriga medan medelvärdet för de icke kritiska ämnena var signifikant högre i gårdar utan kaseinhaltigt flytspackel jämfört med övriga. Sammanfattningsvis visade analyserna att sambanden mellan det additiva måttet för de kritiska respektive icke kritiska ämnena och SBS blev tydligare än när enbart de enskilda ämnenas koncentration användes i kapitel 8.2.2.1. Detta resultat indikerar återigen att det är viktigt att försöka erhålla ett totalmått på exponeringen vilket i viss mån erhålls med mönsteranalys.

I ett försök att undersöka interaktionseffekter mellan enskilda VOC-substanser beräknades tre olika index i kapitel 8.2.2.3. Ett exponeringsindex var den logaritmerade kvoten mellan de kritiska och icke kritiska ämnena (Logkvot 3). Analysen visade att i lägenheterna med kaseinhaltigt flytspackel dominerade de kritiska ämnena i förhållande till de icke kritiska. Vidare beräknades de kritiska respektive de icke kritiska ämnenas koncentrationsandel av den totala koncentrationen av VOC (VOC[8]*/TVOC och VOC[12]*/ TVOC). Härvid konstaterades tendenser till en positiv korrelation mellan de kritiska ämnenas andel av TVOC och problemfrekvensen av SBS 3 och en negativ korrelation mellan de icke kritiska ämnenas andel av TVOC och SBS 3. Det fanns även en negativ korrelation mellan de båda exponeringsindexen VOC[8]*/TVOC och VOC[12]*/ TVOC. Detta innebar att i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel var andelen kritiska ämnen av TVOC högre medan andelen icke kritiska ämnen av TVOC var lägre. I övriga lägenheter var förhållandet det omvända. De tre exponeringsindexen i denna analys (Log Kvot 3, VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC) uppvisade tydligare samband med problemfrekvensen än vad analyser med enskilda ämnen (kapitel 8.2.2.1) och de additiva måtten gjorde (kapitel 8.2.2.2). I kapitel 8.2.2.3 beräknades korrelationen mellan olika exponeringsindex och alla typer av klagomål från enkätundersökningen. Det fanns här en tendens att korrelationen var högre mellan exponeringsindexen och typiska SBS-symptom och klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, torr luft, obehaglig lukt) medan korrelationen var låg (icke signifikant) med avseende på klagomål på miljöfaktorer (eg. termiskt klimat, statisk el, buller m.m.). Detta antyder att de beräknade indexen kan associeras till SBS eftersom övriga klagomål inte självklart ingår i sjuka-hus syndromet och troligen inte kan kopplas till golvproblematiken.

I kapitel 8.2.2.4 studerades fördelningen av beräknade exponeringsindex mellan de nio olika gårdarna. Härvid var intresset mer inriktat på lägenheternas tekniska utformning och mindre på gårdarnas relativa problemfrekvenser. Resultaten antydde att de kritiska ämnenas dominans över de icke kritiska (Log Kvot 3) och de kritiska ämnenas andel av

TVOC (VOC[8]*/TVOC) var signifikant högre i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel än i övriga lägenheter. När det gällde de icke kritiska ämnenas andel av VOC (VOC[12]*/TVOC) så var denna andel signifikant lägre i lägenheter med kaseinspackel. Detta visar att de dos/respons-samband som antyddes i de genomförda korrelationsstudierna förmodligen inte var relevanta. Istället har analyserna visat på en kvalitativ skillnad med avseende på ett antal exponeringsmått mellan miljöer med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel.

De redovisade korrelationsstudierna gjordes med avseende på ett medelvärde av de olika exponeringsindexen för varje gård (n=9). Om man studerar de enskilda mätresultaten (6-10 i varje gård) för de additiva måtten för de kritiska respektive icke kritiska ämnena (VOC[8]*, VOC[12]*) så var den tydligaste tendensen att spridningen för de kritiska ämnena var större i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel. Någon förklaring till denna skillnad i spridning har inte kunnat identifieras. Denna skillnad i spridning blev mindre för konstellationsmåttet mellan kritiska och icke kritiska ämnen (Log Kvot 3) samt för de kritiska respektive icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC).

Slutligen undersöktes inomhusklimatets (eg. ventilation, temperatur, relativ luftfuktighet) inverkan på olika exponeringsmått. Det visade sig härvid att ventilationen korrelerade positivt med antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) respektive kvoten mellan kritiska och icke kritiska ämnen (Log Kvot 3) samt de kritiska ämnenas andel av TVOC. Däremot kunde en negativ korrelation skönjas när det gällde de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC). Dessa tendenser blev tydligare om enbart lägenheterna i problemområde I togs med i analysen. När det gällde temperaturens inverkan fanns en positiv korrelation med avseende på de kritiska ämnenas koncentration (VOC[8]*) och Log Kvot 3. Den relativa luftfuktigheten slutligen korrelerade svagt positivt med de kritiska ämnena (VOC[8]*) och Log Kvot 3 samt VOC[8]*/TVOC och svagt negativt med de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC.

Det bör slutligen påpekas att även om mönsterskillnader med avseende på luftföroreningar enligt ovan kan påvisas mellan sjuka och friska miljöer eller mellan miljöer med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel så är inte detta ett bevis för att orsaken till de upplevda problemen (SBS) har identifierats. Ett problem är att vi inte har någon bra metod för att kvantifiera ohälsan. Dessutom krävs en fastställd biologisk modell som kan förklara varför VOC skulle vara orsak till de sensoriska reaktioner som sker. De erhållna resultaten ska betraktas som indikationer på att människans uppfattning av kemiska föroreningar i inomhusluft (i mycket låga koncentrationer) eventuellt inte sker enbart på substansnivå utan även som kemiska mönster samt att det kan ske interaktioner mellan enskilda substanser eller mönster. Resultaten antyder också att det kanske inte enbart är koncentrationen av föroreningar som har betydelse utan även konstellationen mellan olika VOC-faktorer.

8.3 Individanalys

8.3.1 Allmänt

Individanalysen har genomförts enbart med boende i problemområde I och utgörs av 82 slumpmässigt utvalda personer som bodde i 48 lägenheter i 7 gårdar (gård A, B, C, D, E, F, G). Dessa lägenheter ingick även i gårdsanalysen. En analys på individnivå blir emellertid i detta fall svår att genomföra. Främst beroende på att den undersökta populationen var mycket liten. Antalet individsvar på olika symptom/miljöfaktorer varierade mellan 74-82 beroende på bortfall (eg. individer som ej besvarat alla frågor). Dessutom var den undersökta populationen inte homogen med avseende på den tekniska utformningen av golvkonstruktion i deras lägenheter. Det fanns boende i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel (n=48), med kaseinfritt kalkspackel (n=23) och med typgodkänt kaseinfritt spackel i sanerade lägenheter (n=11). Detta innebär att det finns en risk att klagomål i olika miljöer har skilda orsaker.

Ett problem vid undersökningar i bostäder är att det bor relativt få individer i varje undersökt lägenhet. Detta innebär att det krävs mätningar i många objekt (eg. lägenheter) för att erhålla en tillräckligt stor population individer så att resultaten från sambandsanalyserna har förutsättningar att bli konsistenta. Antalet undersökta lägenheter blir ofta den begränsande faktorn i denna typ av undersökningar.

Av enkätsvaren framgick att det enskilda symptomet trötthet och klagomål på dålig luftkvalitet (eg. instängd luft, torr luft) var de klagomål som hade högst relativ frekvens (> 40 %), både i hela populationen (n=933) och i den undersökta populationen (n=82) tabell 8.11. Dessa klagomål bör därmed bli de viktigaste i den fortsatta analysen eftersom antalet individer med klagomål (alternativ Ja ofta) blev störst i detta fall ($n \geq 30$). Antalet individer som svarade "Ja ofta" för övriga symptom blev mycket litet ($5 \leq n \leq 21$) vilket innebär att förutsättningarna för att erhålla konsistenta resultat i analyserna minskar.

En frågeställning är hur väl den slumpmässigt valda gruppen av individer (n=82) representerar hela populationen i problemområde I (n=933). Det framgick att symptomfrekvenserna (Ja ofta) generellt var lägre i den undersökta populationen jämfört med hela populationen, tabell 8.11. Någon förklaring till denna skillnad har inte kunnat fastställas. Bäst överensstämmelse fanns för de enskilda symptomen trötthet och tung i huvudet men antalet klagomål på tung i huvudet var litet. Bra överensstämmelse fanns även för hudproblem på händer och klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, torr luft, obehaglig lukt). Övriga symptom uppvisade lägre relativa frekvenser i den undersökta gruppen jämfört med hela populationen utom för det enskilda symptomet koncentrationssvårigheter där den relativa frekvensen var högre i den undersökta populationen jämfört med hela gruppen. Men även antalet klagomål på koncentrationssvårigheter var mycket litet.

Tabell 8.11 Totala klagomålsfrekvenser i hela populationen i problemområde I (n=933) och antal klagomål samt klagomålsfrekvensen i den undersökta populationen i individanalysen (n=74-82). Klagomålsfrekvenser och antal svar avser alternativet "Ja ofta".

Symptom	Klagomålsfrekvens i hela populationen (n=933) (%)	Antal klagomål i undersökt population (n=74-82) (n)	Klagomåls-frekvens i undersökt population (n=74-82) (%)	Överens-stämmelse[1] (%)
Trötthet	46	30	40	87
Tung i huvud	27	17	24	89
Huvudvärk	24	13	17	71
Illamående	9	5	7	78
Konc. svårighet	9	7	10	111
Ögon	28	17	22	79
Näsa	37	18	23	62
Heshet	32	20	26	81
Hosta	18	11	15	83
Ansikte	22	12	16	73
Hårbotten	28	17	22	79
Händer	17	12	16	94
Instängd luft	48	34	45	94
Torr luft	66	44	59	89
Obehaglig lukt	29	21	28	97

[1] Överensstämmelsen beräknad som kvoten mellan klagomålsfrekvensen i den undersökta populationen och klagomålsfrekvensen i hela populationen.

Den fortsatta individanalysen med avseende på samband mellan tekniska faktorer och klagomål på symptom respektive miljöfaktorer kommer därmed att främst inriktas på allmänsymptom (eg. trötthet) och luftkvalitet (eg. instängd luft, torr luft, obehaglig lukt) eftersom antalet individer med dessa symptom var störst i den utvalda populationen (alternativ "Ja ofta" n=21-44).

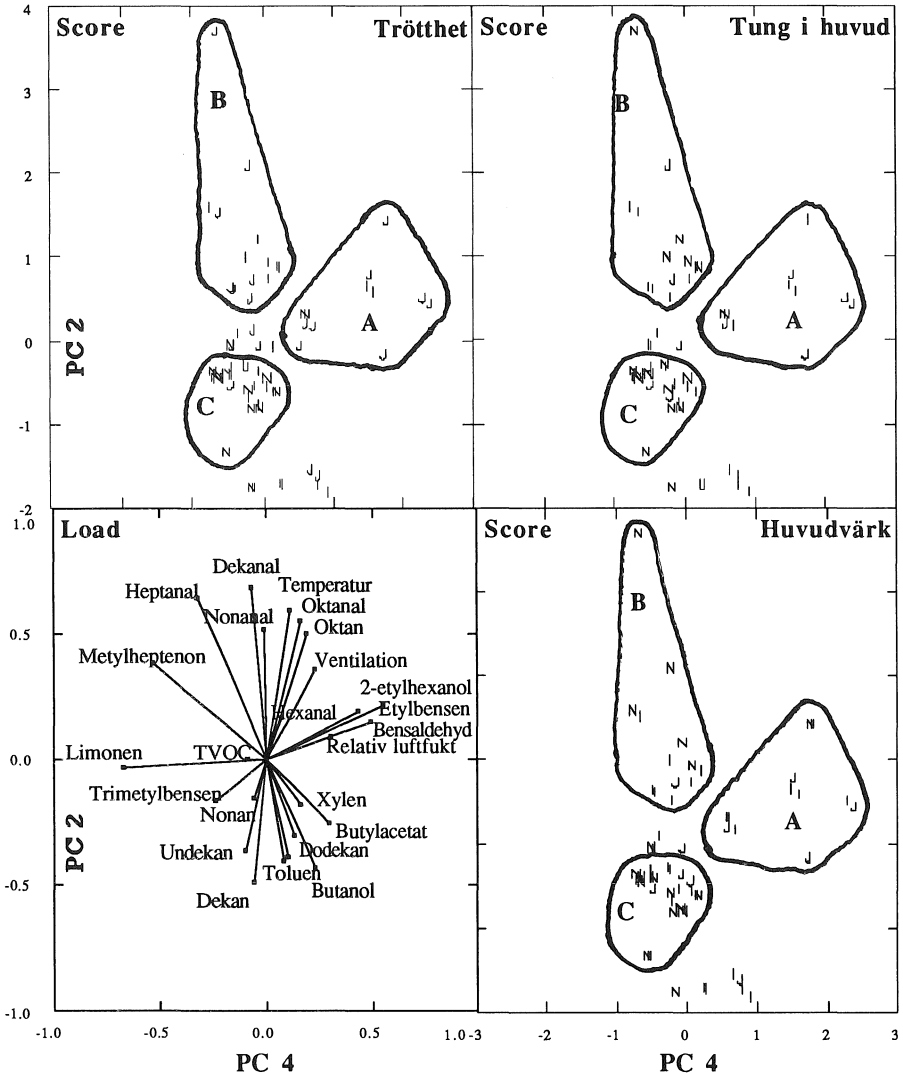
8.3.2 Mönsteranalys på individnivå (PCA)

I mönsteranalysen togs i huvudsak samma variabler med som i gårdsanalysen. Medtagna variabler var TVOC, enskilda VOC-ämnen (se tabell 8.2) samt klimatfaktorerna ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet inomhus. Sammanlagt togs 24 ursprungliga variabler med i individanalysen. PCA-analysen visade att de 8 första latenta variablerna erhöll ett egenvärde större än 1,0. Dessa latenta variabler beskrev tillsammans cirka 79 % av variansen i det ursprungliga materialet.

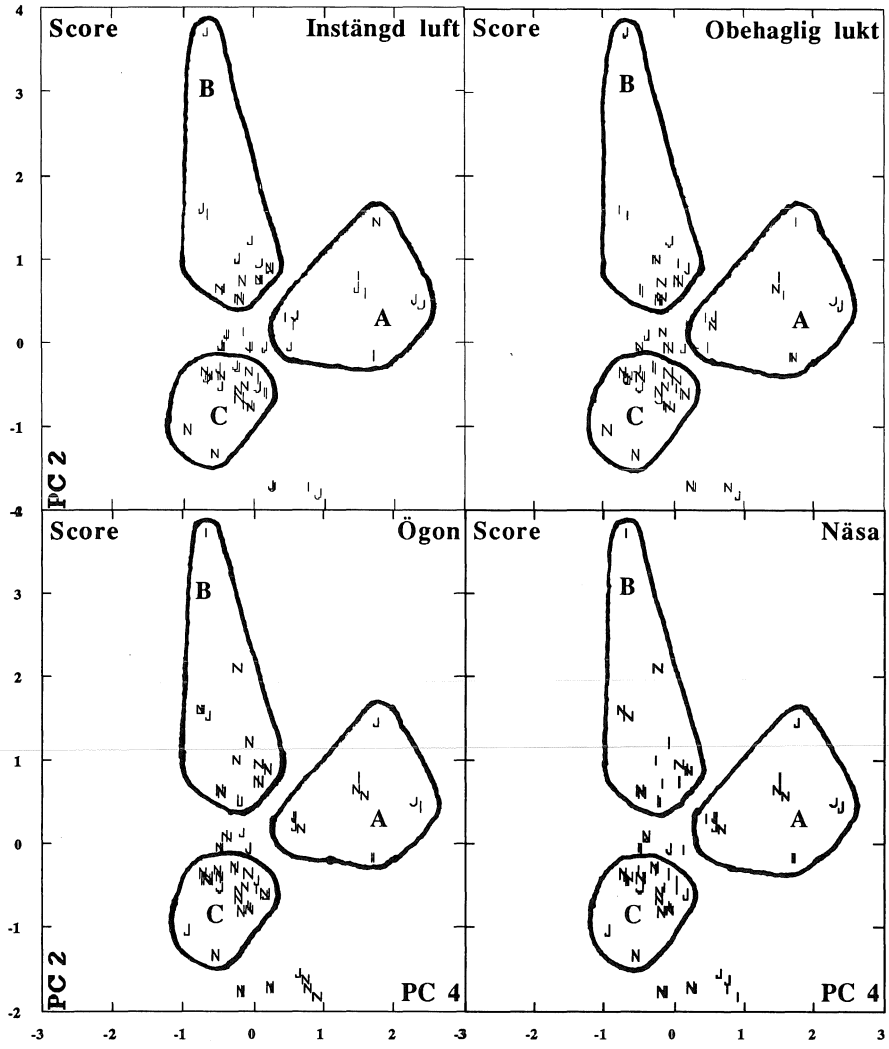
I en score-analys visade det sig att den andra och fjärde latenta variabeln (PC 2, PC 4) uppvisade tendenser till att gruppera individernas enkätsvar på ett någorlunda meningsfyllt sätt med avseende på allmänsymptom (främst trötthet), figur 8.31, och instängd luft, torr luft respektive obehaglig lukt samt irritation i ögon och näsa, figur 8.32 och hudsymptom, figur 8.33. Positiv PC 2 och positiv PC 4 tenderade att kunna kopplas till klagomålsförekomst (alternativ Ja ofta och Ja ibland). Av loadingplotten i figur 8.31 kunde 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen och eventuellt ökad relativ luftfuktighet inomhus associeras till alla klagomål. När det gällde trötthet (figur 8.31) men i viss mån även instängd luft och obehaglig lukt (figur 8.32) så kunde även oktan, oktanal, dekanal, nonanal, heptanal, metylheptenon samt ökad ventilation och ökad temperatur associeras till dessa symptom. Övriga symptom kunde inte kopplas till dessa faktorer. TVOC erhöll låga loadingvärden för de två latenta variablerna (PC 2, PC 3). Detta innebär att TVOC inte kunde kopplas till de studerade symptomen.

Både när det gällde allmänsymptom (eg. trötthet, tung i huvudet, huvudvärk) och slemhinnesymptom (eg. irritation i ögon och näsa) respektive hudsymptom (eg. hudproblem i ansikte och på händer) samt klagomål på miljöfaktorer (eg. instängd luft, obehaglig lukt), figur 8.31-32-33, verkade det som om ämnen från de kemiska grupperna alkaner, aromater och terpener istället kunde associeras till miljöer där individerna uppgav att de hade mindre problem, (alternativ Nej aldrig). Övriga klagomål på miljöfaktorer (eg. drag, hög temp, varierande temp, låg temp, statisk el, andras tobak, buller, damm) kunde inte grupperas med de två latenta variablerna, (PC 2 och PC 4), på något entydigt sätt vilket antyder att de latenta variablerna kan vara relevanta för SBS-problem i detta projekt.

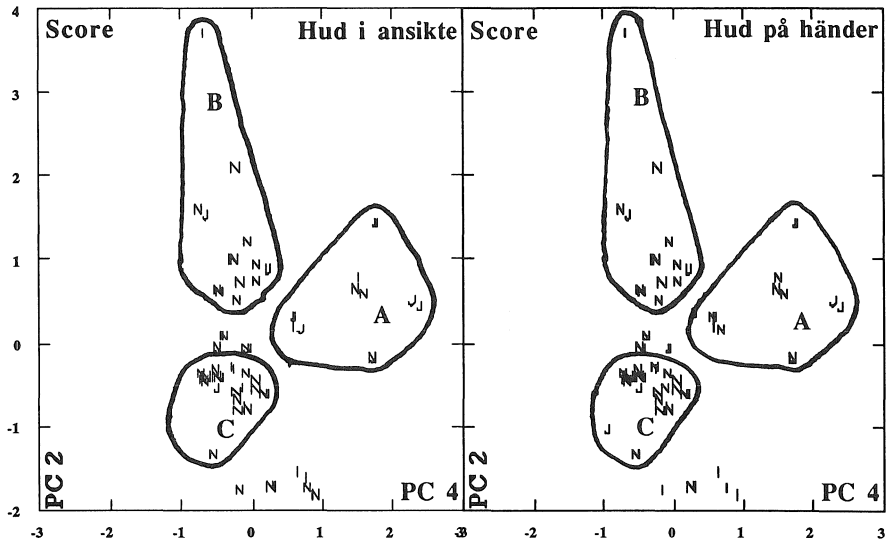
Mönsteranalysen på individnivå gav därmed indikationer i samma riktning som gårdsanalysen. Bensaldehyd och 2-etylhexanol samt eventuellt oktanal, heptanal, dekanal, nonanal, oktan, metylheptenon och ökad ventilation, relativ luftfuktighet och temperatur kunde hänföras till de kritiska faktorerna. Det icke kritiska mönstret bestod främst av limonen, trimetylbensen, nonan, undekan, dodekan, dekan, toluen, xylen, butanol, butylacetat. De enskilda ämnena etylbensen och hexanal fanns emellertid också med bland de kritiska i individanalysen vilket de inte gjorde i gårdsanalysen. Sammantaget gav emellertid mönsteranalysen på individnivå inte lika entydiga resultat som i gårdsfallet.



Figur 8.31 Scoreplot och loadingplot för två latenta variabler (PC 2, PC 4). I scoreplotten har de enskilda individernas klagomål på allmänsymptom (eg. trötthet, tung i huvudet, huvudvärk) markerats (J=Ja ofta, I=Ja ibland, N=Nej aldrig). Tre grupperingar av individer i scoreplotten har markerats (A, B, C). Individer i grupp A som till övervägande delen klagade på de tre symptomen kunde associeras till 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen och eventuellt ökad relativ luftfuktighet. Individer i grupp B klagade främst på trötthet och kunde kopplas till oktan, oktanal, nonanal, dekanal, heptanal, metylheptenon samt ökad ventilation och ökad temperatur. Individer i grupp C som främst bestod av personer utan klagomål kunde associeras till alkaner och aromater.



Figur 8.32 Scoreplot för två latenta variabler (PC 2, PC 4) där indvidernas svar med avseende på luftkvalitet (eg. instängd luft, obehaglig lukt) och slemhinnesymptom (eg. irritation i ögon, irritation i näsa) har markerats (J=Ja ofta, I=Ja ibland, N=Nel aldrig). Loadingplotten redovisas i figur 8.31. En tendens kan skönjas där en klagomålsgrupp (A) kunde associeras till 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen och ökad relativ luftfuktighet. Den andra klagomålsgruppen (B) kunde associeras till aldehyder och metylheptenon samt ökad ventilation och ökad temperatur men gällde enbart klagomål på instängd luft och obehaglig lukt. Den tredje gruppen individer som uppgav mindre problem (C) kunde kopplas till alkaner och aromater.



Figur 8.33 Scoreplot för två latenta variabler (PC 2, PC 4) där indvidernas svar med avseende på hudsymptom (eg. hudproblem i ansikte, hudproblem på händer) har markerats (J=Ja ofta, I=Ja ibland, N=Nel aldrig). Loadingplotten redovisas i figur 8.31. En tendens kan skönjas där individer med klagomål på hudproblem i ansikte (A) kunde associeras till 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen och eventuellt ökad relativ luftfuktighet.

8.3.3 Analys med ursprungliga variabler på individnivå

8.3.3.1 Enskilda ursprungliga VOC-variablers inverkan på symptomförekomsten

I syfte att undersöka enskilda VOC-ämnens inverkan på symptomförekomsten hos individerna gjordes variansanalyser (ANOVA, t-test) där medelvärdet för exponeringen jämfördes mellan olika individgrupper beroende på deras enkätsvar (alternativ Ja ofta, Ja ibland, Nej aldrig).

Analyserna visade till att börja med att den totala koncentrationen av flyktiga organiska ämnen (TVOC) inte kunde kopplas till något klagomål. I likhet med gårdsanalysens resultat verkade därmed TVOC vara ett dåligt mått på luftkvalitetsproblem. I övrigt fanns ett fåtal enskilda VOC-ämnen som kunde kopplas till olika symptom (t-test). Härvid jämfördes medelvärdet för exponeringen (eg. enskilda VOC-ämnen) för två individgrupper, de med symptom (alternativ Ja ofta) och övriga (alternativ Ja ibland eller Nej aldrig). Allmänsymptom (EFF 1) kunde associeras positivt till oktan ($p<0,05$), xylen ($p<0,05$), bensaldehyd ($p<0,01$), nonanal ($p<0,01$) och summa aldehyder ($p<0,05$). Slemhinne-

symptom (EFF 2) kunde kopplas positivt till xylen ($p<0,05$) samt metylheptenon ($p<0,05$) och hudsymptom (EFF 3) kunde kopplas till etylbensen ($p<0,01$), xylen ($p<0,05$) samt oktanal ($p<0,05$) och metylheptenon ($p<0,05$).

Resultaten i denna substansanalys måste dock tolkas försiktigt enligt tidigare resonemang. I nästa kapitel genomförs istället en analys med olika additiva mått eller relationer mellan olika grupper av VOC (enligt tidigare uppläggning i gårdsanalysen) vilket bör ge mer konsistenta resultat.

I mönsteranalysen på individnivå identifierades tre kritiska ämnen (eg. 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen) som kunde associeras till olika symptom. I en variansanalys med ett additivt mått för dessa ämnen (VOC[3]*) kunde en tendens till samband skönjas för hudsymptom, tabell 8.12. I övrigt var medelvärdet för summakoncentrationen av dessa ämnen högst för individer som hade symptom men resultaten var inte signifikanta.

Tabell 8.12 Variansanalys (ANOVA) av ett additivt mått för tre kritiska ämnen (eg. 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen) (VOC[3]*) från mönsteranalysen på individnivå med avseende på individernas klagomål på symptom och miljöfaktorer, (alternativ Ja ofta, Ja ibland, Nej aldrig).

Symptom/	VOC[3]*						ANOVA I[1)]	
Klagomål	Ja ofta		Ja ibland		Nej aldrig		F	p
	LS Mean	n	LS Mean	n	LS Mean	n		
Trötthet	6,1	28	4,5	31	2,1	15	2,15	0,12
Tung i huvud	7,4	16	4,7	32	2,9	22	2,56	0,08
Huvudvärk	7,2	13	4,6	37	3,4	22	1,61	0,21
Ögon	4,8	17	6,6	17	3,8	39	1,27	0,29
Näsa	6,4	16	4,1	31	4,1	29	0,95	0,39
Ansikte	8,9	12	4,6	13	3,7	46	3,76	0,03
Hårbotten	6,0	17	3,3	7	4,3	49	0,60	0,55
Händer	8,4	12	5,0	13	3,7	46	2,98	0,06
Instängd luft	5,6	31	4,6	27	2,7	15	1,18	0,31
Torr luft	5,1	41	4,1	20	3,1	11	0,50	0,61
Obehaglig lukt	5,5	21	5,5	24	2,6	29	2,19	0,12

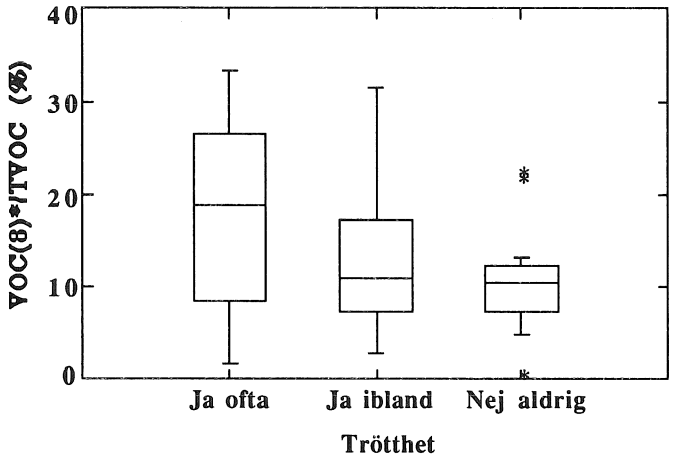
[1)]Variansanalysen beräknad på tre grupper av individsvar (Ja ofta / Ja ibland / Nej aldrig). Signifikanta resultat anger oftast att skillnaden mellan medelvärdena var säkerställd mellan alternativen "Ja ofta" och "Nej aldrig".

8.3.3.2 Beräknade exponeringsindex från gårdsanalys

I gårdsanalysen (kapitel 8.2.2.2-3) beräknades ett antal exponeringsindex som visade sig främst kunna särskilja lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel från övriga, (eg. VOC[8]*, Antal VOC[8], VOC[12]*, Log Kvot 3, VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC, Antal aldehyder). Dessa index prövades med avseende på individernas rapporterade klagomål på symptom och miljöfaktorer . Analysen genomfördes med ANOVA där individerna grupperades utifrån sina enkätsvar (eg. Ja ofta, Ja ibland, Nej aldrig). I variansanalysen jämfördes medelvärdet för respektive exponeringsindex i de olika grupperna, dels som tre grupper (Ja ofta/Ja ibland/Nej aldrig), dels som två grupper (Ja ofta/Ja ibland respektive Nej aldrig).

Variansanalysen visade att det enskilda symptomet trötthet och klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft och obehaglig lukt) uppvisade signifikanta skillnader i medelvärde för vissa exponeringsindex. Övriga symptom och klagomål på miljöfaktorer (eg. torr luft) uppvisade inga signifikanta resultat.

Allmänsymptomet trötthet kunde associeras till det additiva måttet för de åtta kritiska ämnena från gårdsanalysen (VOC[8]*) och till andelen kritiska ämnen av den totala koncentrationen av flyktiga organiska ämnen (VOC[8]*/TVOC), figur 8.34. Medelvärdet för de båda exponeringsindexen var signifikant högre för den grupp som hade symptom (alternativ Ja ofta) jämfört med övriga, tabell 8.13. De icke kritiska ämnenas andel av totala halten VOC (VOC[12]*/TVOC) var signifikant lägre i gruppen med symptomet trötthet (alternativ Ja ofta) jämfört med dem som inte uppgav detta symptom (Nej aldrig).



Figur 8.34 Fördelning av VOC[8]*/TVOC (andelen kritiska ämnen av totala halten VOC), (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Medelvärdet för VOC[8]*/TVOC var signifikant högre för gruppen med symptom (Ja ofta) jämfört med övriga ($p<0,01$). Antal individer inom varje grupp framgår av tabell 8.13.

Tabell 8.13 Variansanalys (ANOVA) av beräknade index från gårdsanalysen med avseende på klagomålen trötthet, instängd luft, obehaglig lukt. De olika indexen finns beskrivna i kapitel 8.2.2.2 och 8.2.2.3 samt i definitionsblad.

Index	Trötthet						ANOVA I[1]		ANOVA II[2]	
	Ja ofta		Ja ibland		Nej aldrig		F	p	F	p
	LS Mean	n	LS Mean	n	LS Mean	n				
VOC[8]*	22,8	28	17,0	31	10,6	15	4,50	0,01	6,50	0,01
Antal VOC[8]	4,5	28	4,1	31	3,8	13	1,32	ns	1,31	ns
VOC[12]*	35,4	29	41,5	31	43,8	13	0,38	ns	0,64	ns
Log Kvot 3	-0,13	26	-0,25	31	-0,50	13	2,63	0,08	1,83	ns
VOC[8]*/TVOC	18,3	28	13,3	31	10,2	15	5,50	<0,01	6,18	0,01
VOC[12]*/TVOC	23,6	28	27,3	31	36,8	13	3,40	0,04	2,48	ns
Antal aldehyder	4,2	25	3,6	31	3,3	13	2,50	0,09	2,73	0,10
Index	**Instängd luft**						**ANOVA I[1]**		**ANOVA II[2]**	
VOC[8]*	18,2	31	19,5	27	17,9	15	0,08	ns	0,04	ns
Antal VOC[8]	4,5	31	4,1	27	4,1	14	0,36	ns	0,70	ns
VOC[12]*	29,7	32	54,7	27	45,0	14	2,97	0,06	3,87	0,05
Log Kvot 3	-0,13	29	-0,32	27	-0,28	14	1,14	ns	1,99	ns
VOC[8]*/TVOC	16,4	31	14,6	27	13,2	15	0,73	ns	1,13	ns
VOC[12]*/TVOC	24,9	31	30,3	27	28,7	14	0,81	ns	1,20	ns
Antal aldehyder	4,1	29	3,6	26	3,7	14	1,20	ns	2,34	ns
Index	**Obehaglig lukt**						**ANOVA I[1]**		**ANOVA II[2]**	
VOC[8]*	17,5	21	21,2	24	15,7	29	1,15	ns	0,02	ns
Antal VOC[8]	4,4	21	4,2	24	4,3	27	0,12	ns	0,29	ns
VOC[12]*	24,4	21	48,7	25	46,8	27	2,54	0,09	4,64	0,03
Log Kvot 3	-0,06	19	-0,29	24	-0,30	27	1,53	ns	3,22	0,08
VOC[8]*/TVOC	17,2	21	14,4	24	13,9	29	0,84	ns	1,63	ns
VOC[12]*/TVOC	22,1	21	28,3	24	30,5	27	1,65	ns	3,19	0,08
Antal aldehyder	4,4	19	3,5	24	3,9	26	2,77	0,07	5,14	0,02

[1]Variansanalysen beräknad på tre grupper av individsvar (Ja ofta / Ja ibland / Nej aldrig). Signifikanta resultat anger oftast att skillnaden mellan medelvärdena var säkerställd mellan alternativen "Ja ofta" och "Nej aldrig".

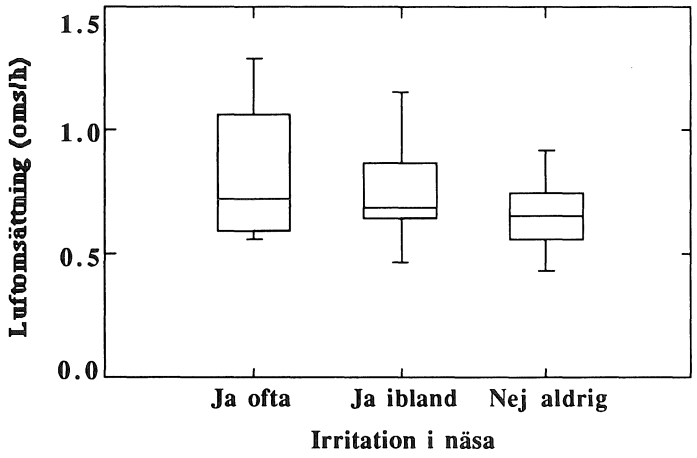
[2]Variansanalysen beräknad på två grupper av individsvar (Ja ofta / Ja ibland respektive Nej aldrig)

Klagomål på instängd luft kunde associeras till det additiva måttet för de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) där medelvärdet för indexet var signifikant lägre i gruppen som uppgav klagomål (alternativ Ja ofta) jämfört med övriga. Övriga index kunde inte på ett signifikant sätt kopplas till klagomål på instängd luft. Klagomål på obehaglig lukt kunde också kopplas till VOC[12]* men även till antal aldehyder och eventuellt till måttet för relationen mellan kritiska och icke kritiska ämnen i inomhusluften (Log Kvot 3) och de icke kritiska ämnenas andel av totala halten VOC (VOC[12]*/TVOC), tabell 8.13.

8.3.3.3 Ventilationens inverkan på individuella symptom

I den tidigare redovisade gårdsanalysen fanns tendenser att ventilationen (eg. luftomsättning) var högre i gårdar med högre relativa frekvenser av klagomål. I individanalysen gjordes en variansanalys med avseende på luftomsättningen inomhus där medelvärdet för tre svarsgrupper jämfördes (alternativ; Ja ofta, Ja ibland, Nej aldrig).

En högre luftomsättning inomhus kunde associeras främst till slemhinnesymptom (eg. irritation i ögon och näsa (figur 8.35) samt heshet och hosta) och klagomål på luftkvalitetsaspekterna instängd luft och obehaglig lukt men inte torr luft. Även slemhinneindexet EFF 2 kunde kopplas till en ökad luftomsättning ($t=2,32$, $p<0,05$). Tendenser till samband fanns även för allmänsymptom men i detta fall var resultaten inte signifikanta, tabell 8.14.



Figur 8.35 Fördelning av luftomsättningen inomhus, (kvartiler 0, 25, 50, 75, 100 %). Medelvärdet för luftomsättningen var signifikant högre för gruppen med symptom (Ja ofta) jämfört med övriga ($p<0,05$). Antal individer inom varje grupp framgår av tabell 8.13.

Tabell 8.14 Variansanalys (ANOVA) av luftomsättningen med avseende på de enskilda individernas klagomål på symptom och miljöfaktorer, (alternativ Ja ofta, Ja ibland, Nej aldrig). De olika indexen finns beskrivna i kapitel 8.2.2.2-3.

Symptom/	Luftomsättning (oms/h)						ANOVA I[1]		ANOVA II[2]	
Klagomål	Ja ofta		Ja ibland		Nej aldrig		F	p	F	p
	LS Mean	n	LS Mean	n	LS Mean	n				
Trötthet	0,82	30	0,74	31	0,70	14	1,73	ns	2,53	0,10
Tung i huvud	0,83	17	0,74	33	0,75	21	1,11	ns	1,81	ns
Huvudvärk	0,86	12	0,78	38	0,71	23	1,63	ns	2,21	ns
Illamående	0,94	5	0,82	14	0,73	53	2,69	0,07	3,02	0,09
Konc. svårighet	0,69	7	0,79	17	0,77	47	0,46	ns	0,81	ns
Ögon	0,86	16	0,71	18	0,74	40	2,53	0,09	3,03	0,09
Näsa	0,86	18	0,79	31	0,66	28	4,93	<0,01	4,11	0,05
Heshet	0,88	19	0,74	32	0,73	23	3,00	0,05	6,46	0,01
Hosta	0,92	11	0,77	19	0,73	43	3,12	0,05	6,37	0,01
Ansikte	0,77	11	0,76	13	0,76	48	0,01	ns	0,01	ns
Hårbotten	0,80	16	0,74	8	0,75	50	0,28	ns	0,31	ns
Händer	0,77	10	0,77	13	0,76	49	0,03	ns	0,00	ns
Instängd luft	0,84	33	0,69	26	0,77	15	3,17	0,05	6,80	0,01
Torr luft	0,79	44	0,71	20	0,81	10	0,88	ns	0,83	ns
Obehaglig lukt	0,87	21	0,79	26	0,68	28	4,46	0,01	5,57	0,02

[1]Variansanalysen beräknad på tre grupper av individsvar (Ja ofta / Ja ibland / Nej aldrig). Signifikanta resultat anger oftast att skillnaden mellan medelvärdena var säkerställd mellan alternativen "Ja ofta" och "Nej aldrig".

[2]Variansanalysen beräknad på två grupper av individsvar (Ja ofta / Ja ibland eller Nej aldrig)

En högre luftomsättning visade sig i gårdsanalysen vara positivt korrelerad till antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) samt till de kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/ TVOC) och negativt korrelerad till koncentrationen av de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) samt de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC), tabell 8.10. Detta indikerar därmed indirekta samband (positiva och negativa) mellan slemhinnesymptom respektive klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, obehaglig lukt) och de beräknade exponeringsindexen med avseende på kritiska och icke kritiska ämnen i gårdsanalysen. Dessa tendenser till indirekta samband påminner om resultaten från gårdsanalysen.

8.3.4 Sammanfattning av individanalys

Analysen av de enskilda individernas enkätsvar visade till att börja med att klagomålsfrekvensen i den undersökta populationen (n=82) av de enskilda symptomen "trötthet" och "hudproblem på händer" samt klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, torr luft, obehaglig lukt) var de klagomål som bäst överensstämde med klagomålsfrekvensen i hela populationen (n=933) i de undersökta gårdarna. Antalet individer som uppgav dessa klagomål var också störst (n>30). Detta innebar att analyserna av samband mellan tekniska faktorer och symptom inriktades på dessa klagomål.

Till att börja med kan man konstatera att resultaten i individanalysen inte blev lika konsistenta som i gårdsfallet. Tendenser till likheter mellan de båda analyserna kunde emellertid skönjas för vissa symptom och klagomål på miljöfaktorer. Ett skäl till att individanalysens resultat inte blev konsistenta kan vara att den undersökta populationen var mycket liten.

Ett kritiskt mönster bestod av 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen samt eventuellt ökad relativ luftfuktighet som kunde associeras till flera symptom (eg. trötthet, tung i huvudet, huvudvärk, irritation i ögon och näsa, hudproblem i ansikte) och klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, obehaglig lukt). Ett annat kritiskt mönster som bestod av oktan, oktanal, nonanal, dekanal, heptanal och metylheptenon samt ökad ventilation och ökad temperatur kunde associeras till trötthet och eventuellt instängd luft och obehaglig lukt. Ett tredje icke kritiskt mönster som bestod av alkaner och aromater kunde kopplas till individer utan nämnda symptom. Övriga klagomål på miljöfaktorer (eg. drag, hög temp, varierande temp, låg temp, statisk el, andras tobak, buller, damm) kunde inte kopplas till de kritiska eller icke kritiska mönstren.

Analyser angående samband mellan enskilda VOC-ämnen och symptom uppvisade inga starka samband. Det fanns emellertid tendenser att vissa enskilda ämnen som ingick i de kritiska mönstren fanns i högre koncentrationer där det fanns klagomål. Dessa resultat ska dock tolkas med försiktighet. Ett additivt mått för de tre kritiska ämnena (eg. 2-etylhexanol, bensaldehyd, etylbensen) visade sig vara signifikant högre i miljöer där individerna klagade på hudsymptom (eg. hudproblem i ansikte och på händer). TVOC kunde inte kopplas till symptom eller klagomål på miljöfaktorer.

I gårdsanalysen erhölls ett antal exponeringsindex (eg. VOC) som visade sig åtminstone kunna särskilja lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel från övriga. Dessa index prövades även i individanalysen. I detta fall kunde signifikanta samband skönjas med avseende på de enskilda klagomålen på trötthet, instängd luft och obehaglig lukt. Trötthet kunde associeras positivt till det additiva måttet av de kritiska ämnena (VOC[8]*) samt till de kritiska ämnenas andel av totala halten VOC (VOC[8]*/TVOC). Även de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC) kunde associeras till trötthet med

lägre andel för individer som hade symptom. Klagomål på instängd luft varierade omvänt med de icke kritiska ämnenas andel av TVOC och klagomål på obehaglig lukt fanns i miljöer med lägre koncentration av de icke kritiska ämnena samt ökat antal aldehyder i inomhusluften.

Slutligen visade individanalysen att främst slemhinnesymptom (eg. irritation i ögon och näsa samt heshet och hosta) och klagomål på dålig luftkvalitet (eg. instängd luft och obehaglig lukt) fanns i miljöer med signifikant högre luftomsättning. En högre luftomsättning visade sig i gårdsanalysen var positivt korrelerad till antalet kritiska ämnen (Antal VOC[8]) samt de kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[8]*/TVOC) och negativt korrelerad till koncentrationen av de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) samt de icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC), tabell 8.10. Detta indikerar indirekta samband (positiva och negativa) mellan slemhinnesymptom respektive klagomål på luftkvalitet (eg. instängd luft, obehaglig lukt) och de beräknade exponeringsindexen med avseende på kritiska och icke kritiska ämnen från gårdsanalysen.

9 KÄLLOR TILL KRITISKA FÖRO-RENINGAR

9.1 Hypoteser angående golvemissioner

I den tidigare redovisade mönsteranalysen fanns indikationer på att aldehyder, alkoholer och ketoner ingick i ett kritiskt föroreningsmönster som kunde associeras till lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel och PVC- respektive linoleummatta. En frågeställning är om dessa kritiska VOC-ämnena kan härledas till golvkonstruktionen. Golvkonstruktionen i de aktuella byggnaderna redovisas i kapitel 6..

Man kan tänka sig tre hypoteser angående emissioner från golvkonstruktionen. För det första en direkt emission från golvmaterialen PVC-matta eller parkettgolv. Sådan emission skulle i så fall i ett tidigare skede ha initierats av fukt och alkali i den underliggande betongen och dessutom kanske påverkats av nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel. Den andra hypotesen är att nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel, som har påverkats av fukt och alkali, avger kritiska ämnen som kan nå inomhusluften. Sådan nedbrytning skulle kunna ske genom en kemisk eller mikrobiologisk process i flytspacklet och resultera i sekundära emissionsprodukter (se kapitel 6). Den tredje hypotesen bygger på ett oxidationsfenomen där fria radikaler och aldehyder bildas i inomhusluften genom reaktioner mellan VOC och exempelvis ozon. Weschler m fl (1992 A, 1992 B) har visat att sådana kemiska förändringar kan ske vid relativt låga ozonkoncentrationer i inomhusluften (<50 ppb). I detta sammanhang skulle källan till emissionen av VOC främst vara golven men emissionen består inte av aldehyder utan av andra ämnen som oxideras och ombildas till aldehyder. De tre hypoteserna är därmed;

H1 Emission av kritiska ämnen från golvmaterial (PVC) som når inomhusluften.

H2 Emission av kritiska ämnen från nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel som når inomhusluften.

H3 Oxidation av VOC-ämnen från golvkonstruktionen där det i inomhusluften bildas kritiska ämnen (eg. aldehyder) under inverkan av ozon.

9.2 Emissionsmätningar med FLEC

Emissionsmätningar med FLEC på enskilda golvmaterial gjordes i två olika lägenheter (mellanbjälklag) från problemområde I. Den ena var en lägenhet med kaseinhaltigt flytspackel som kan hänföras till grupp C, D och E enligt tidigare redovisningar (kapitel 8). Golvkonstruktionen i dessa lägenheter var ett betongbjälklag med ovanliggande kaseinhaltigt flytspackel samt PVC-matta och parkett. Den andra mätlägenheten kan hänföras till grupp A och B där konstruktionen utgjordes av betongbjälklag med ovanliggande kaseinfritt kalkspackel och PVC-matta och parkett. I de två lägenheterna mättes den specifika emissionen av VOC (TVOC, aldehyder, alkoholer, ketoner, alkaner, m.m.) från golvmaterialet (PVC) och från spackellagret. Mätningarna av den direkta emissionen från flytspackellagret gjordes där det hade legat en PVC-matta, (ingen mätning under parkett).

Före mätningen med FLEC rengjordes PVC-mattan med en torr duk (sådan rengöring gjordes ej med flytspackelytan). När det gäller mätningarna på spackelytorna togs mattan bort ett dygn innan mätningen skedde och spackelytan rengjordes från limrester. Inomhusluft tillfördes FLEC-utrustningen efter rening genom två seriekoppplade adsorbenter (kol, tenax). Efter FLEC-utrustningen monterades två parallellkopplade mätadsorbenter (tenax). På utrustningen fanns ett övertrycksrör som mynnade ut från cellen där luftflödet mättes med en flödesmätare för att säkerställa ett svagt övertryck i mätcellen. Detta för att undvika inläckage av orenad rumsluft.

Mellan varje mätomgång rengjordes mätcellen med etanol, lab. diskmedel och vatten samt torkades med en varmluftsfläkt. Vidare gjordes en kontrollmätning mellan varje materialmätning genom att mätcellen placerades på en rostfri stålplåt som skulle utgöra ett nollprov. Även denna stålplåt rengjordes med etanol, lab. diskmedel och vatten samt torkades med en varmluftsfläkt före varje ny mätning. Vid mätningar på stålplåten pumpades luft under 0,5 h innan mätadsorbenten monterades. Vid mätning på material (PVC, flytspackel) pumpades renad inomhusluft under 1,5 h före montering av mätadsorbenter för att ett jämviktsläge skulle erhållas i mätcellen. Reningsadsorbenter (kol, tenax) byttes mellan varje mätomgång för att inte överläckning på mättade adsorbenter skulle ske.

Analys med gaskromatograf kopplad till masspektrometer gjordes på mätadsorbenter (tenax). Koncentrationer för olika ämnen angavs som dekanekvivalenter. De uppmätta koncentrationerna omräknades så att ett värde för emissionsfaktorn (EF) erhölls ($\mu g/m^2$, h). Detektionsgränsen för enskilda ämnen valdes till cirka 1 $\mu g/m^3$.

9.3 Resultat från emissionsmätningar på golvmaterial

Emission av VOC från PVC-matta

Emissionsfaktorn (EF) av TVOC från PVC-mattan var något högre där det fanns kaseinhaltigt spackel jämfört med kaseinfritt kalkspackel, (25 respektive 16 $\mu g/m^2$, h). Även emissionen av 2-etylhexanol var något högre där det fanns kaseinhaltigt spackel, (5 respektive <1 $\mu g/m^2$, h). I övrigt kunde inga alkoholer identifieras i emissionen från mattorna. När det gällde aldehyderna kunde hexanal, nonanal och dekanal identifieras i emissionen från båda PVC-mattorna om än med mycket låga emissionsfaktorer ($\leq$1 $\mu g/m^2$, h). Varken bensalaldehyd eller något annat enskilt ämne, förutom ovan nämnda, kunde identifieras i emissionen med den valda detektionsgränsen. Resultaten redovisas i tabell 9.1.

Emission av VOC från spackellager

Emissionsfaktorn av TVOC var betydligt högre från det kaseinhaltiga flytspacklet jämfört med kaseinfritt kalkspackel, (1155 respektive 87 $\mu g/m^2$, h). Detsamma gällde för 2-etylhexanol, (841 respektive 9 $\mu g/m^2$, h). I övrigt kunde den enskilda alkoholen n-butanol identifieras med högre emissionsfaktor från den kaseinhaltiga spacklet, (107 respektive 46 $\mu g/m^2$, h). Bensaldehyd emitterades från kaseinspacklet (44 $\mu g/m^2$, h) tillika med 3-heptanon (keton) (10 $\mu g/m^2$, h) och C_8-alkohol (45 $\mu g/m^2$, h) men dessa ämnen kunde ej identifieras i emissionen från kalkspacklet. Hexanal och nonanal kunde identifieras i emissionen från båda spackelytorna men med låga emissionsfaktorer (<1$\mu g/m^2$, h). Emissionsfaktorn för TVOC var 3-4 gånger högre från den kaseinhaltiga flytspackelytan, jämfört med den kaseinfria, även när de enskilda ämnena 2-etylhexanol, n-butanol, C_8-alkohol och bensaldehyd räknades bort. Detta indikerar att den kaseinhaltiga spackelytan avgav mer oidentifierade ämnen än kalkspackelytan. Resultaten redovisas i tabell 9.1.

Både när det gäller emissionsmätningen från PVC-mattorna och spackelytorna var nollproverna, som togs mot en stålplåt, inte helt rena. De enskilda aldehyderna hexanal, dekanal och nonanal kunde identifieras i dessa prover om än med lägre emissionsfaktor än från de olika materialen. Detta innebär att resultaten angående dessa ämnen är osäkra.

Sammanfattningsvis visade emissionsmätningarna att avgivningen från PVC-mattorna var låg (<25 $\mu g/m^2$, h). Det bör dock påpekas att betongbjälklagen vid mättillfället var torra (<70 % RH) och de ingående materialen hade en ålder av cirka 10 år. De enskilda ämnena 2-etylhexanol, hexanal, nonanal och dekanal kunde identifieras i emissionen från PVC-mattorna men med låga emissionsfaktorer (<5 $\mu g/m^2$, h). Emissionen av 2-etylhexanol var dock något högre där det fanns kaseinhaltigt flytspackel. När det gällde emissionen från spackellagren så fanns skillnader med avseende på TVOC, 2-etylhexanol, n-butanol, C_8-alkohol, bensaldehyd och 3-heptenon med högre värden för kaseinhaltigt flytspackel.

Tabell 9.1 Resultat från fältmätningar med FLEC angående emissionen av VOC (emissionsfaktor)[1] från två olika golvspackel (kaseinhaltigt respektive kaseinfritt) och PVC-matta på respektive spackel.

VOC	Kaseinspackel		Kaseinfritt spackel	
	PVC (EF)	spackelyta (EF)	PVC (EF)	spackelyta (EF)
TVOC	25	1155	16	87
Alkoholer				
2-etylhexanol	5	841	<1	9
n-butanol	-	107	-	46
C_8-alkohol	-	45	-	-
Aldehyder				
bensaldehyd	-	44	-	-
hexanal	≈1	≈1	≈1	≈1
nonanal	1	≈1	<1	≈1
dekanal	<1	-	<1	-
Ketoner				
3-heptanon	-	10	-	-

[1] Emissionen angiven som en emissionsfaktor (EF), ($\mu g/m^2$, h) (dekanekvivalenter)

10 MÖNSTERANALYS AV UPPLEVELSER

10.1 Bakgrund

I samband med undersökningar av sjuka hus används ofta olika former av intervjuer av boende och brukare där dessa får redogöra för sina upplevelser av inomhusmiljön (sjuka-hus symptom). Normalt används enkäter där frågorna gäller olika typer av klagomål på miljöfaktorer och symptom samt individuella bakgrundsfaktorer. Resultaten från sådana enkätundersökningar används ofta i ett försök att kvantifiera problemförekomsten eller för att jämföra olika byggnader, områden, populationer etc.

Sammanställningar och analyser av enkätresultat brukar i normalfallet göras på två sätt. Man kan beräkna relativa frekvenser i olika populationer för olika typer av klagomål eller olika former av sjuka-hus index. Med sådana frekvensmått jämför man ibland olika grupper (byggnader, områden etc) i syfte att rangordna eller kvantifiera olika sjuka-hus symptom. Det andra sättet är att göra visuella profilanalyser där resultaten redovisas som "rosor" (figur 7.1) där olika miljöer kan erhålla olika symptomprofiler. På detta sätt kan man jämföra klagomålsprofilen för olika populationer med avseende på sjuka-hus symptom (Andersson et al 1993). I de flesta fall utgår man i ovan beskrivna resultat-sammanställningar från svarsalternativet "Ja ofta". Man utnyttjar därmed i normalfallet inte de övriga svarsalternativen, ("Ja ibland", "Nej aldrig").

Den form av ohälsa som studeras i detta arbete går ofta under benämningen sjuka-hus syndromet. Hypotesen är därmed att det handlar om flera symptom vilka tillsammans utgör ohälsan (se kapitel 4). Det är därför intressant att undersöka hur de enskilda symptomen är internt korrelerade. Med detta menas att flera symptom uppträder samtidigt på individnivå. I tolkningsarbetet av ovan beskrivna frekvens- eller profilmått är det inte helt enkelt att avgöra vilka symptom som är korrelerade till varandra. Teoretiskt kan det vara så att två skilda grupper i en population uppger två olika klagomål vilket dock i en klagomålsprofil enligt figur 7.1 ger intrycket av att dessa klagomål är korrelerade till varandra.

I syfte att studera om det fanns klagomål som korrelerade på individnivå har en mönsteranalys (PCA) gjorts av enkätsvar från problemområde I och referensområdet (R). Genom att dessutom utnyttja alla svarsalternativen ("Ja ofta", "Ja ibland", "Nej aldrig") erhålles en mer nyanserad bild av klagomålen. I slutändan görs en analys av enkätsvaren med avseende på skillnader i lägenhetsutformning (golvspackeltyp, golvmaterial, ventilationssystem). Det övergripande syftet med denna analys var att undersöka om samma resultat erhålles med en mönsteranalys som med en traditionell profilredovisning av enkätsvaren enligt kapitel 7.

10.2 Mönsteranalys av enkätsvar

10.2.1 Förutsättningar

En mönsteranalys (PCA) gjordes på enkätsvar från problemområde I (1.809 enkätsvar) och från referensområdet (292 enkätsvar) vilka tillsammans gav 2.201 enkätsvar. I den genomförda analysen ingick 23 olika klagomål, tabell 10.1, där det för varje klagomål fanns tre svarsalternativ; 1="Ja ofta", 2="Ja ibland". 3="Nej aldrig".

Tabell 10.1 Klagomål från enkät som ingick i mönsteranalysen

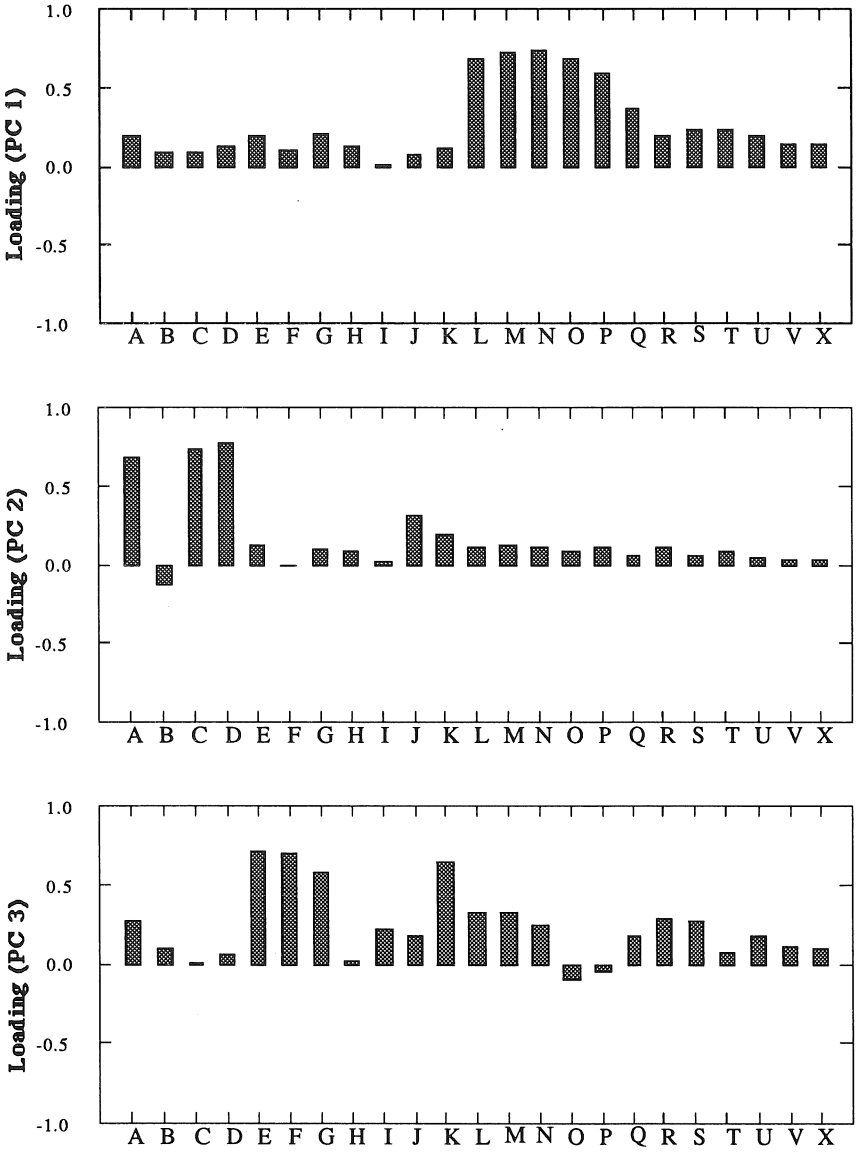
Klimatfaktor	Beteckning	Symptom	Beteckning
Drag	A	Trötthet	L
Hög temp	B	Tung i huvudet	M
Varierande temp	C	Huvudvärk	N
Låg temp	D	Illamående	O
Instängd luft	E	Konc. svårigheter	P
Torr luft	F	Ögon	Q
Obehaglig lukt	G	Näsa	R
Statisk el	H	Heshet	S
Passiv rök	I	Hosta	T
Buller	J	Ansikte	U
Damm	K	Hårbotten	V
		Händer	X

Den ursprungliga datamatrisen normaliserades ej eftersom ingen storleksskillnad förelåg mellan de ingående variablerna. Principalkomponentanalysen utfördes med rotation (varimax).

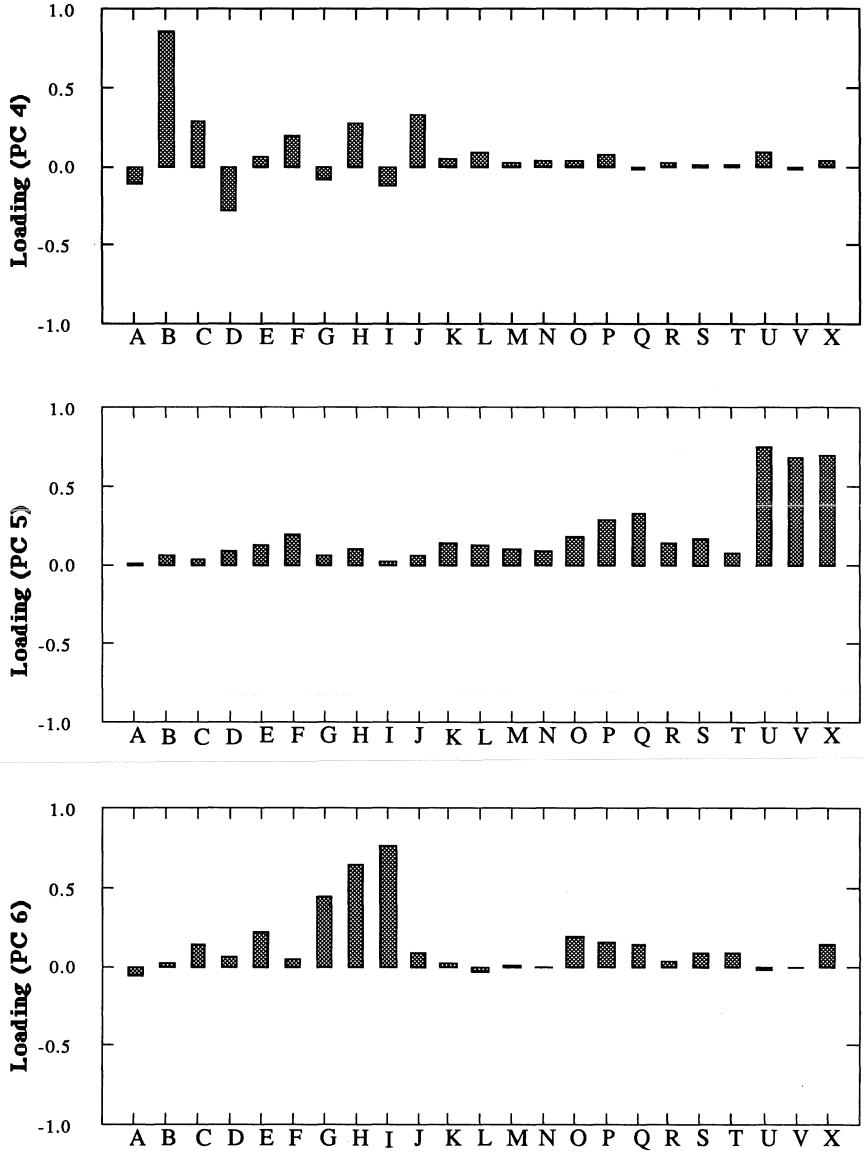
10.2.2 Resultat från mönsteranalys av enkätsvar

Det ursprungliga systemet som bestod av 23 variabler (klagomål i tabell 10.1) kunde reduceras till 7 latenta variabler med ett egenvärde som var större än 1.0. Dessa 7 latenta variabler förklarade drygt 60 % av variansen i det ursprungliga materialet. Denna förklaringsgrad borde ha varit högre för att säkra slutsatser ska kunna dras.

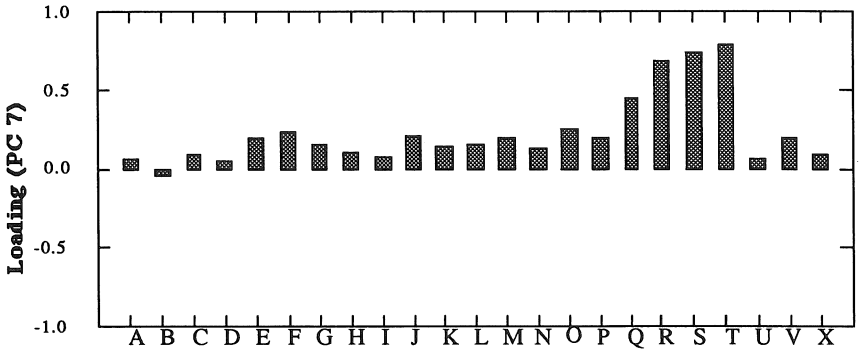
Till att börja med undersöktes vilka olika konstellationer av klagomål som representerades av de sju första latenta variablerna. I figurerna 10.1-10.3 redovisas loadingvärdena som anger vilka ursprungliga variabler som styrde respektive latenta variabel. Av denna del av analysen framgår att det fanns naturliga grupperingar av klagomålen. Vidare verkar det som om de flesta klagomålen var korrelerade till varandra mer eller mindre starkt. Med detta menas att det inte finns motsatsförhållanden mellan klagomålen med ett undantag när det gäller termiskt klimat. Loadinganalysen visade att det går att urskilja sju system, tabell 10.2



Figur 10.1 Loadingvärden för de tre första latenta variablerna. Överst den första latenta variabeln som beskrev allmänsymptom (trötthet, tung i huvudet, huvudvärk, illamående, koncentrationssvårigheter). I mitten den andra latenta variabeln som beskrev termiskt klimat (drag, varierande temperatur, låg temperatur dock ej hög temperatur). Underst den tredje latenta variabeln som beskrev luftkvalitet (instängd luft, torr luft, obehaglig lukt, damm). Beteckningarna framgår av tabell 10.1.



Figur 10.2 Loadingvärden för tre latenta variabler. Överst den fjärde latenta variabeln som beskrev termiskt klimat (hög temperatur). I mitten den femte latenta variabeln som beskrev hudsymptom (hudproblem i ansikte, hårbotten, händer). Underst den sjätte latenta variabeln som beskrev luktproblem (obehaglig lukt, statisk el, passiv rök). Beteckningar framgår av tabell 10.1.



Figur 10.3 Loadingvärden för den sjunde latenta variabeln som beskrev slemhinnesymptom (Irritation i ögon, näsa, heshet, hosta). Beteckningar framgår av tabell 10.1.

Tabell 10.2 Sju olika system som representerades av de latenta variablerna

Latent variabel nr	Ingående klagomål
1	Trötthet, Tung i huvudet, Huvudvärk, Illamående, Koncentrationssvårigheter
2	Drag, Varierande temperatur, Låg temperatur
3	Instängd luft, Torr luft, Obehaglig lukt, Damm
4	Hög temperatur
5	Hudproblem i Ansikte, Hårbotten, Händer
6	Obehaglig lukt, Statisk el, Passiv rök
7	Irritation i Ögon, Näsa, Heshet, Hosta

Resultaten från loadinganalysen verkar inte orimlig. Grupperingen av de enskilda symptomen stämmer med en naturlig indelning där vi kunde skönja allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom samt luftkvalitet och termiskt klimat. Resultaten antydde därmed att de enskilda symptomen inom respektive grupp var korrelerade till varandra vilket i praktisk mening innebär att den enskilde individen ofta klagade på flera symptom inom respektive symptomgrupp. Noteras kan att när det gällde termiskt klimat (PC 2 och PC 4) så fanns ett motsatsförhållande mellan klagomålen på hög temperatur å ena sidan och låg temperatur, varierande temperatur och drag å den andra. Detta verkar rimligt eftersom man inte kan klaga på både hög och låg temperatur på samma gång. Man kan vidare konstatera att den första latenta variabeln representerade allmänsymptom. Denna variabel är per definition den som beskriver störst varians i det ursprungliga materialet vilket innebär att just allmänsymptom är den symptomgrupp som uppvisade störst spridning i det undersökta materialet och därmed troligen är starkast kopplad till flytspackelproblem.

De sju första latenta variablerna beskrev sju olika system som kan betecknas enligt följande;

- PC 1. Allmänsymptom
- PC 2. Termiskt klimat (ej hög temperatur)
- PC 3. Luftkvalitet
- PC 4. Hög temperatur
- PC 5. Hudsymptom
- PC 6. Lukt och rökproblem
- PC 7. Slemhinnesymptom

I den fortsatta analysen (scoreanalys) delades enkätsvaren in i fem olika grupper beroende på lägenheternas utformning med hänsyn till golvfaktorer (spackeltyp och golvbeläggning) samt ventilationssystem. Indelningen framgår av tabell 10.3

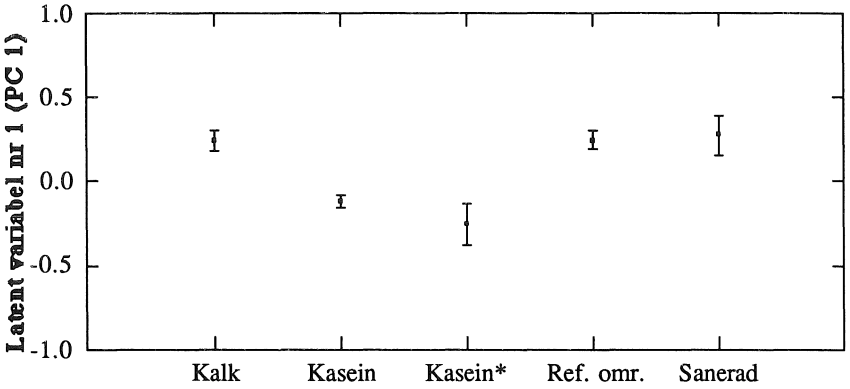
Tabell 10.3 Fem olika lägenhetstyper och antal enkätsvar från respektive typ som ingick i mönsteranalysen.

Grupp	Spackel	Vent. syst.	Golvmatta	Antal enkätsvar
I	Kalk	FTX	PVC	177
II	Kasein	FTX	PVC	811
III	Kasein*	F	PVC	68
IV	Sanerad	F	Lin	62
V	Ref. omr.	FTX	Lin	219
				Σ1337

*) Gård med kaseinspackel men med åtgärdad ventilation. FTX-systemet utbytt mot ett F-system

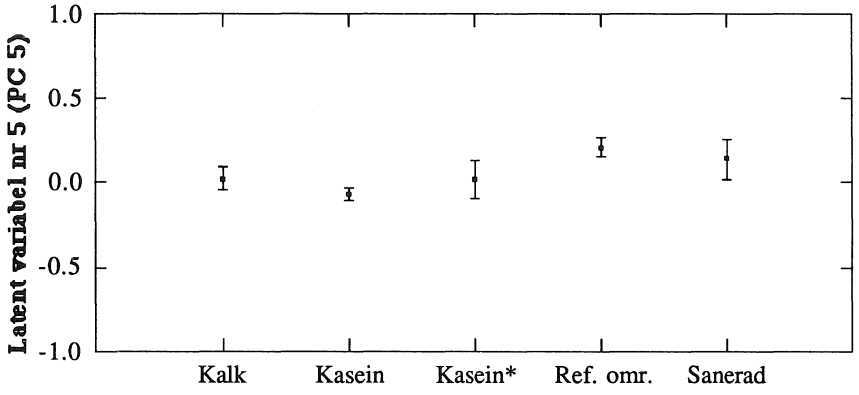
De olika latenta variablernas scorevärden jämfördes mellan de fem grupperna av lägenheter i tabell 10 3. På grund av den stora mängden data redovisas enbart medelvärdet för scorevärdet och standardfelet (SE) för uppskattningen av medelvärdet för varje grupp, figur 10.4-10.7. Parvisa gruppjämförelser har gjorts med ANOVA (Tukey) för att fastställa om skillnader i medelvärde mellan olika grupper var signifikanta. Eftersom enkätsvaren var kodade med stigande värde för minskade problem kommer lägre (negativa) värden i scoreplotten att motsvaras av ökade problem. I analysen har enbart de tre symptomvariablerna (allmänsymptom, slemhinnesymptom, hudsymptom) och variabeln för luftkvalitet tagits med (Latent variabel nr 1, 3, 5 och 7). De övriga latenta variablerna verkade inte ha med ovan angivna grund för gruppindelningen att göra och har därför utelämnats.

Den första latenta variabeln som beskrev allmänsymptom grupperades enligt figur 10.4. Det framgår här att grupp II och III (kasein och kasein men med åtgärdad ventilation) skilde sig på ett signifikant sätt från övriga grupper. Allmänsymptomen verkar därmed kunna associeras till förekomsten av kasein i flytspacklet oavsett om ventilationen var åtgärdad eller ej.



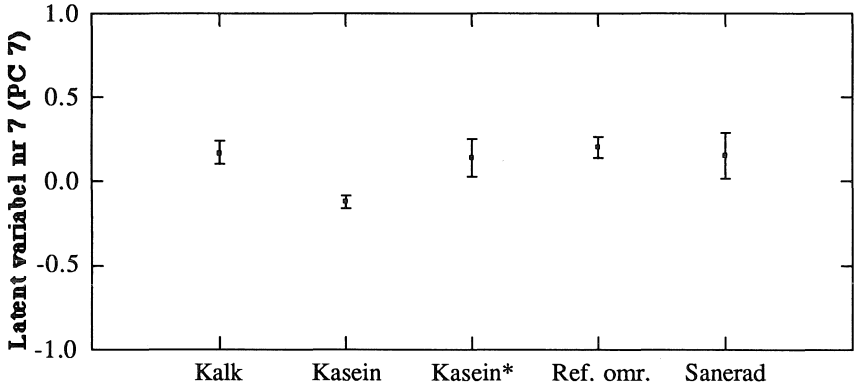
Figur 10.4 Fördelning av medelvärdet av scorevärden för den första latenta variabeln (allmänsymptom) med avseende på olika typer av lägenheter. Signifikanta skillnader fanns mellan de två kaseinlägenheterna (kasein och kasein*) och övriga lägenheter ($p<0.01$). *) Kaseinspackel men med åtgärdad ventilation.

Den femte latenta variabeln som beskrev hudsymptom grupperades enligt figur 10.5. Man kan här konstatera att skillnaden mellan de olika lägenhetstyperna inte var stor. Det fanns dock en signifikant skillnad mellan kaseinlägenheterna (kasein) och referensområdet.



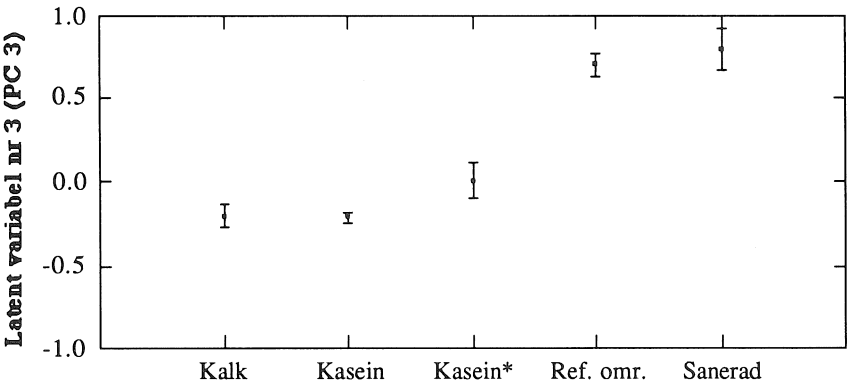
Figur 10.5 Fördelning av medelvärdet av scorevärden för den femte latenta variabeln (hudsymptom) med avseende på olika typer av lägenheter. Signifikanta skillnader fanns mellan (Kasein) och (Ref. omr.) ($p<0.002$). *) Kaseinspackel men med åtgärdad ventilation.

Den sjunde latenta variabeln som beskrev slemhinnesymptom grupperades med avseende på de olika lägenheterna enligt figur 10.6. I likhet med hudsymptomen i figur 10.5 var skillnaden inte stor mellan lägenhetsgrupperna när det gällde slemhinnesymptom. Signifikanta skillnader mellan score-medelvärdet fanns mellan kaseinlägenheterna (kasein) och kalkspackel respektive referensområdet. Saneringen av golven och ventilationsåtgärderna verkade ha givit viss effekt på slemhinnesymptomen men resultaten var inte signifikanta i detta fall.



Figur 10.6 Fördelning av medelvärdet av scorevärden för den sjunde latenta variabeln (slemhinnesymptom) med avseende på olika typer av lägenheter. Signifikanta skillnader fanns mellan kaseinlägenheter (Kasein) och kalkspackel (Kalk) respektive referensområdet ($p<0.003$). Kasein* och Sanerade var inte signifikant skillda från övriga lägenheter. *) Kaseinspackel men med åtgärdad ventilation.

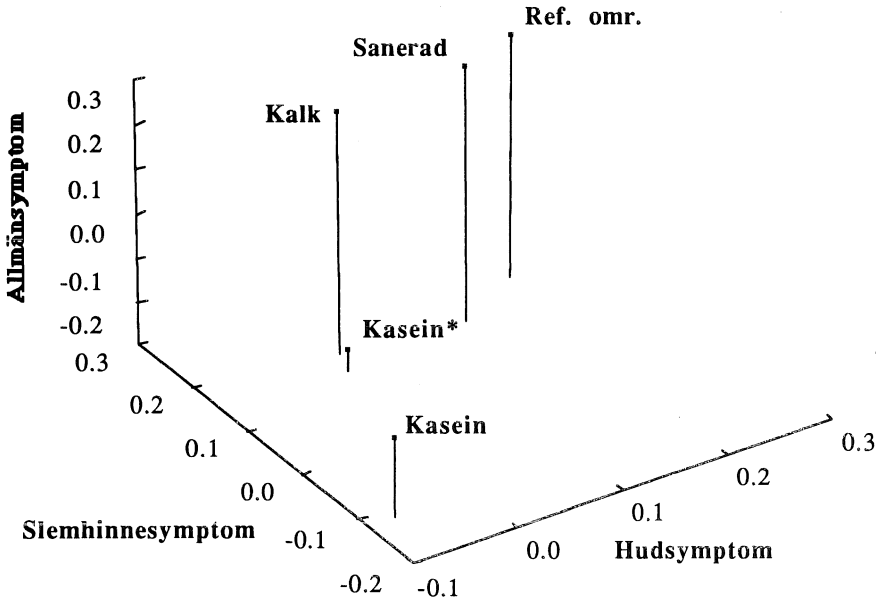
Den tredje latenta variabeln beskrev luftkvalitet. Medelvärdet för scorevärdet för de olika lägenhetstyperna framgår av figur 10.7. Man kan här konstatera att referensområdet och de golvsanerade lägenheterna skiljer sig från övriga grupper på ett signifikant sätt. I detta fall verkar inte kaseinspacklet vara den gemensamma nämnaren eftersom även lägenheter med kalkspackel hade låga scoremedelvärden. I stället framgår det av tabell 10.3 att skillnaden ligger i golvmaterialet. I de tre första gårdarna (Kalk, Kasein, Kasein*) fanns en PVC-matta medan det i övriga fall fanns en linoleummatta.



Figur 10.7 Fördelning av medelvärdet av scorevärden för den tredje latenta variabeln (luftkvalitet) med avseende på olika typer av lägenheter. Signifikanta skillnader fanns mellan referensområdet, respektive de sanerade lägenheterna och övriga ($p<0.001$). *) Kaseinspackel men med åtgärdad ventilation.

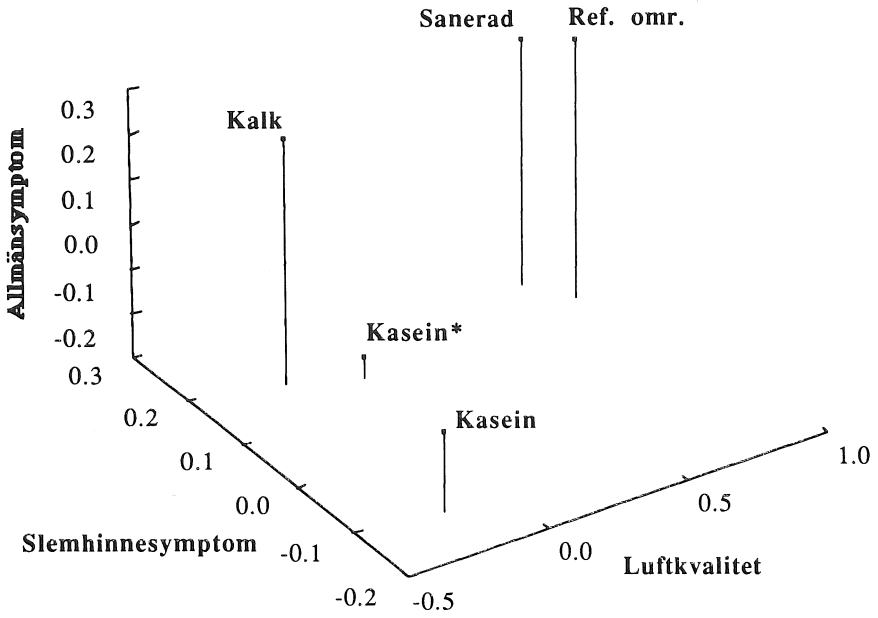
Den föregående analysen visade därmed att allmänsymptomen huvudsakligen verkade påverkas av kaseinhaltigt flytspackel oavsett om ventilationen var åtgärdad eller ej. Slemhinnesymptomen verkade också kunna kopplas till kaseinhaltigt spackel men ventilationsåtgärder i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel kan i detta fall ha haft viss betydelse för denna symptomgrupp. Hudsymptomen verkade också påverkas av kaseinspackel men bilden var här inte lika tydlig. Klagomål på luftkvaliteten slutligen verkade inte kunna kopplas till enbart kaseinhaltigt flytspackel utan i lika hög grad till kalkspackel. Den gemensamma nämnaren i detta fall kan i stället vara golvbeläggningen som utgjordes av en PVC-matta i de tre grupperna kalk, kasein och kasein*.

De ursprungliga 12 enskilda symptomen (L-X, tabell 10.1) kan representeras av tre latenta variabler (PC 1, PC 5, PC 7). I figur 10.8 har dessa latenta variabler avsatts mot varandra. På detta sätt kan man beskriva symptomförekomsten i de undersökta populationerna och försöka bedöma vilka faktorer som verkade ha betydelse för problemen. Påpekas bör att det naturligtvis finns en spridning kring de i figuren avsatta medelvärdena.



Figur 10.8 Medelvärdet för scoren för tre latenta variabler som beskrev symptom; (PC 1; allmänsymptom, PC 7; slemhinnesymptom, PC 5; hudsymptom,). Med avseende på allmänsymptom fanns signifikanta skillnader mellan [Kalk, Sanerad, Ref. omr.] och [Kasein, Kasein*] ($p<0.02$). Med avseende på slemhinnesymptom fanns signifikanta skillnader mellan [Kasein] och [Kalk, Ref. omr.] ($p<0.003$). När det gällde hudsymptom slutligen fanns signifikanta skillnader enbart mellan [Kasein] och [Ref. omr.] ($p<0.002$).

I den föregående scoreanalysen verkade det som om allmänsymptom (figur 10.4) slemhinnesymptom (figur 10.6) och luftkvalitet (figur 10.7) var de klagomål som uppvisade de största skillnaderna mellan de olika lägenhetstyperna medan bilden för hudsymptom inte var lika tydlig. I figur 10.9 har dessa symptom, representerade av respektive latenta variabel, avsatts mot varandra. Figur 10.9 beskriver därmed symptommönstret i de undersökta populationerna.



Figur 10.9 Medelvärdet för scoren för tre latenta variabler (PC 1; allmänsymptom, PC 7; slemhinnesymptom, PC 3; luftkvalitet) för fem olika lägenhetstyper med avseende på flytspackel, ventilationssystem och golvmaterial. Positiva scorevärden anger mindre klagomål. (Kasein= Kaseinspackel, FTX-system, PVC-matta; Kasein*=Kaseinspackel, F-system, PVC-matta; Kalk=Kalkspackel, FTX-system, PVC-matta; Sanerad= Typgodkänt spackel, F-system, Linoleum-matta; Ref. omr.=Inget spackel, FTX-system, Linoleum-matta). Allmänsymptom verkar vara kopplade till kaseinspackel; signifikant skillnad mellan [Kasein, Kasein*] och [Kalk, Sanerad, Ref. omr.]. Slemhinnesymptom verkar påverkas av kaseinspackel men i detta fall kan ventilationsåtgärden ha haft betydelse; signifikanta skillnader mellan [Kasein] och [Kalk, Ref. omr.]. Luftkvalitet verkar kunna kopplas till golvmaterialet PVC oavsett om det fanns kaseinspackel eller kalkspackel utan kasein; signifikanta skillnader mellan [Kasein, Kasein*, Kalk] och [Sanerad, Ref. omr.].

Analys av de olika lägenhetsgruppernas scoremedelvärden indikerade att de olika symptomgrupperna var kopplade till olika faktorer såsom flytspackeltyp, ventilationsåtgärder och golvmaterial, tabell 10.4. Det går naturligtvis inte att dra generella slutsatser utifrån detta arbete utan slutsatserna gäller de i undersökningen ingående materialen (kaseinspackel och PVC-matta). Detsamma gäller ventilationsåtgärdernas effekt. Det går inte att uttala sig om huruvida mekanisk frånluft är bättre än mekanisk från- och tilluft med värmeväxling. Det enda man kan skönja var att åtgärder på ventilationssidan verkade ha givit viss effekt i problemområde I.

Tabell 10.4 Symptomgrupper som kunde associeras till olika tekniska faktorer i de undersökta lägenheterna.

Symptomgrupp	Påverkande faktor
Allmänsymptom	Kaseinspackel
Slemhinnesymptom	Kaseinspackel (eventuell förbättring vid ventilationsåtgärder)
Hudsymptom	Eventuellt kaseinspackel
Luftkvalitet	PVC-matta (eventuellt även kasein-spackel)

En frågeställning är då om den genomförda mönsteranalysen av enkätsvaren tillförde någon information som inte kunde erhållas i den redovisning av relativa frekvenser för olika symptom som redovisas i kapitel 7. Mönsteranalysen visade att det fanns naturliga grupper av korrelerade symptom vilket inte med säkerhet kan härledas ur de relativa frekvenserna i kapitel 7. Däremot syns kopplingen mellan olika faktorer (spackeltyp, ventilationssystem och golvmaterial) och olika symptomgrupper även i den tidigare redovisningen med relativa frekvenser i kapitel 7. Resultaten diskuteras vidare i kapitel 11.

11 DISKUSSION

11.1 Metod

11.1.1 Generella problem vid sjuka-hus studier

Sjuka-hus problem kan i forskningssammanhang studeras med experimentella försök i laboratorium (klimatkammarstudier) och fältmässiga undersökningar i bostäder och på arbetsplatser. Båda tillvägagångssätten är nödvändiga och kompletterar varandra i arbetet med att identifiera orsaker till sjuka-hus syndromet. Ett problem med fältstudier är emellertid att det inte är möjligt att kontrollera alla faktorer. Hälsoeffekten kan orsakas av en mängd faktorer som kanske inte mäts eller kan kontrolleras. Idealet torde vara om resultat från fältmässiga studier kan bekräftas med kontrollerade experimentella undersökningar.

Ett återkommande problem vid sjuka-hus studier är svårigheten att kvantifiera ohälsan. Detta eftersom det inte finns några bra kliniska metoder att ställa diagnoser med. Trots detta finns ofta en mycket stark önskan att ge ohälsan kvantitativa termer (även i denna undersökning). Man bör dock vara på det klara med att frekvensmätningar av symptom, som det ofta är fråga om vid studier av populationer, inte är problemfria. Ett sätt att komma tillrätta med denna problematik är att istället försöka beskriva ohälsan i kvalitativa termer (mönster). Detta görs också ibland där man exempelvis jämför klagomålsprofiler mellan olika populationer (Andersson et al 1993).

Ett annat problem är osäkerheten i uppmätta variabler. Många undersökningar har visat att mätningar av tekniska variabler i fältstudier är behäftade med stora mätosäkerheter. Dessutom förekommer verkliga variationer där inomhusmiljön i vissa aspekter kan betraktas som ett dynamiskt system (Berglund et al 1990, Skov et al 1989, Ekberg 1993). Att då utgå ifrån en mätning vid ett enda tillfälle kan naturligtvis vara mycket vanskligt.

Inom sjuka-hus problematiken finns ett övergripande problem som behandlar sambandet mellan exponering och effekt. Följer fenomenet ett traditionellt dos/respons samband, liksom inom det yrkesmedicinska området där ökad koncentration av ett toxiskt ämne ger upphov till ökad toxisk effekt, eller ser kopplingen annorlunda ut inom SBS. Vidare är eventuella interaktionsfenomen mellan olika påverkande variabler mycket dåligt kända tillika med effekten av enskilda VOC-komponenter i de låga koncentrationer som det är fråga om. När det gäller interaktioner kan dessa tänkas ske mellan olika exponeringsfaktorer men också mellan olika effektfaktorer.

Det finns slutligen mycket som tyder på att en byggnad är unik t. ex när det gäller det multifaktoriella system som beskriver inomhusmiljön. Detta innebär att det är mycket svårt att dra generella slutsatser utifrån enskilda undersökningar i ett antal utvalda

byggnader. Undersökningar kan naturligtvis identifiera faktorer som har betydelse i ett speciellt fall men att utifrån sådana resultat dra generella slutsatser angående orsaken till sjuka-hus syndromet torde vara behäftat med stora risker.

11.1.2 Vald metod i projektet

Hypotesen i detta projekt har varit att det finns föroreningar (eg. VOC) i inomhusluften som utgör en av huvudorsakerna till de upplevda problemen. Sådana luftföroreningar kan ha fungerat som en utlösande faktor för den form av ohälsa som rapporteras. Men även psykiska och sociala faktorer kan ha haft betydelse och förvärrat problematiken. I projektet har enbart tekniska faktorer kvantifierats men eftersom orsakerna till SBS hittills inte har kunnat fastställas är det följaktligen oklart om relevanta faktorer har uppmätts. Ett problem inom sjuka-hus området är att kvantifiera relevanta exponeringsmått för olika föroreningar i inomhusluften med avseende på SBS. Med hjälp av olika former av mönsteranalys (eg. Principal Component Analys, Hierchical Cluster) har syftet varit att försöka identifiera olika grupper av kemiska ämnen (eg. kritiska och icke kritiska) som kan hänföras till miljöer med högre respektive lägre klagomålsfrekvenser och miljöer med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Mönsteranalyser har också använts för att modifiera den traditionella dos/respons-modellen och istället söka efter kvalitativa skillnader mellan olika miljöer. Vidare är det enligt tidigare resonemang oklart med vilken säkerhet de olika effekt- och exponeringsfaktorerna har uppmätts. Man kan förutsätta att det finns stora mätosäkerheter både i de uppmätta exponeringsfaktorerna, eftersom det rör sig om fältmätningar (korttidsmätningar), och i enkätundersökningarna eftersom det här handlar om att hantera olika individers upplevelser som baseras på komplexa sensoriska reaktioner och medvetandeprocesser som är dåligt kända. Beroende på osäkerheter i uppmätta variabler, både på effekt- och exponeringssidan, oklarheter angående vilka exponeringsmått som är relevanta, den relativt stora sannolikheten att inte alla relevanta faktorer har kvantifierats samt osäkerheter angående vilket dos/respons-samband som gäller torde det vara rimligt att inte förvänta sig starka samband mellan effekt och exponeringsfaktorer.

Strategin för den genomförda undersökningen har varit att med olika typer av sambandsanalyser försöka urskilja resultat som pekar i samma riktning. Detta har gjorts genom analyser med avseende på kopplingen mellan exponeringar i inomhusluften och rapporterade problem både på gårds- och individnivå. Analyserna på gårdsnivå gjordes dessutom med avseende på skillnader i VOC mellan gårdar med olika teknisk utformning (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel). Detta innebar att problemet med att kvantifiera ohälsan genom enkätundersökningar undveks i vissa analyser. Det övergripande syftet var att med ett flertal olika analyser identifiera tendenser och trender i datamaterialet som sammantaget pekade i någon riktning även om de enskilda analyserna inte alltid gav konsistenta resultat. Analyserna gjordes på gårds- och individnivå med latenta respektive ursprungliga varibler samt med olika exponeringsindex.

Ett problem var att i gårdsanalysen jämfördes den relativa frekvensen av klagomål hos de boende i de olika gårdarna med 6-10 stickprovsmätningar av luftföroreningar (eg. VOC) m.m i samma gårdar. Härvid förutsätts att stickprovsmätningarna representerar gården som helhet. Det finns naturligtvis en risk att resultaten inte ger ett representativt värde för de undersökta gårdarna. Men av kostnadsskäl har det inte varit möjligt att utföra fler mätningar. Å andra sidan kan man med variansanalyser avgöra om olika stickprov härrör från olika populationer. En förutsättning härvid är att mätresultaten är normalfördelade vilket i vissa fall visade sig vara tveksamt. Ambitionen i detta sammanhang har emellertid varit att försöka bekräfta resultat från gårdsanalysen i individanalysen, med olika typer av analyser, vilket skulle styrka resultatens relevans. Ett annat problem i gårdsanalysen var att korrelationen mellan relativa frekvenser av symptom och medelvärdet för olika exponeringsmått enbart gjordes på nio observationer för den beroende variabeln (eg. antal gårdar). Med så få observationer blir naturligtvis korrelationsstudien tveksam. Men syftet var främst att erhålla ett numeriskt värde (eg. korrelationskoefficienten) för samband och med detta som hjälp studera ett stort antal variablers eventuella inverkan på symptomförekomsten. Härvid kunde man gruppera variablerna utifrån om de gav positiva eller negativa korrelationer. Resultaten från variansanalysen mellan olika gårdsgrupper bör anses som betydligt säkrare ur statistisk synvinkel.

Reliabilitet och validitet för den använda enkäten

Ytterligare ett problem med den genomförda studien var att tekniska mätningar och enkätundersökningar inte genomfördes vid samma tillfälle. Tidigare genomförda enkätstudier i områden med flytspackelproblem har emellertid visat att klagomålsfrekvenserna är stabila med mycket små förändringar över tiden. Reliabiliteten för den använda enkäten har i undersökningar visat sig vara acceptabel uttryckt som ett kappa-värde. Medelvärdet för kappa-värdet med avseende på miljöfaktorer var 0,58 (0,49-0,70) och symptom 0,57 (0,40-0,70). Indexet SBS 3 erhöll ett kappa-värde på 0,51. Studien genomfördes på 137 individer (gård K i problemområde I, se tabell 3.1, kapitel 3) där enkätundersökningar gjordes med 3 månaders mellanrum (Andersson et al 1992). Kappa-värden större än 0,80 indikerar mycket god överensstämmelse, värden mellan 0,61-0,80 anger väsentlig överensstämmelse och värden mellan 0,41-0,60 innebär måttlig överensstämmelse (Landis et al 1977). På gruppnivå fanns en god överensstämmelse mellan de båda undersökningarna (cirka 81 %) (SBS 3). Detta innebär att den relativa frekvensen klagomål för en stor grupp individer är stabil över tiden även om enskilda individer kan rapportera skillnader i symptomförekomst vid olika tillfällen. Liknande resultat erhölls av Sundell (1994) som använde samma enkät i en kontorsundersökning.

Reliabiliteten för den använda enkäten testades även i föreliggande projekt i problemområde I. Enkätundersökningar på samma population genomfördes i gård C (117 individer) med 9 månaders mellanrum. Undersökningen gav ett kappa-värde för indexet SBS 3 på 0,39. På gruppnivå erhölls en god överensstämmelse (cirka 82 %).

Validiteten för olika symptom undersöktes av Andersson (et al 1992). Enkätsvar från enskilda individer jämfördes med kliniska undersökningar av läkare. För slemhinneirritationer erhölls acceptabla kappa-värden (0,5-0,7) men lägre för allmänsymptom (0,3-0,4).

Olika SBS-index

I avhandlingen har främst sjuklighetsindexet SBS 3 använts. Enligt definitionen för SBS 3 ska den enskilda individen rapportera minst ett symptom (alternativ "Ja ofta") från alla tre olika symptomgrupperna (allmänsymptom, slemmhinnesymptom och hudsymptom) samt ange att symptomen beror på bostaden. Detta är ett hårt krav och visar sig också genom att SBS 3-värdet för referensgården var lägre än 5 %. Sundell (1994) använde samma enkät i en kontorsstudie men med ett SBS 3-index utan kravet att symptomen skulle vara kopplade till inomhusmiljön. I det fallet erhölls också högre värden (relativa frekvenser) för SBS 3 än i föreliggande studie.

Konstruktionen av SBS 3 förutsätter att alla tre symptomgrupperna finns representerade i förhöjda frekvenser i de undersökta populationerna. Enligt många försök till definitioner av SBS finns också de nämnda symptomen medtagna (se kapitel 4.2). I byggnader med flytspackelproblem finns förhöjda frekvenser av alla symptomgrupperna (se kapitel 7.1, figur 7.3). Det är därför möjligt att indexet är relevant när det gäller flytspackelproblem. Å andra sidan innefattar indexet inte upplevelser av dålig luftkvalitet (eg. obehaglig lukt, torr luft, instängd luft). Detta kan vara en svaghet eftersom sådana klagomål ofta anses som centrala inom SBS. Man kan även tänka sig problem där någon av symptomgrupperna inte ingår. I det senare fallet blir det naturligtvis inte möjligt att använda SBS 3.

Förutom SBS 3 har tre index använts: allmänsymptom, slemhinnesymptom, hudsymptom (EFF 1, EFF 2, EFF 3). Definitionen för indexen är att individen ska uppge åtminstone ett symptom från respektive symptomgrupp (för definitioner se kapitel 3.2 och kapitel 7.1; tabell 7.1). Flera studier har visat att enskilda symptom inom olika symptomgrupper är korrelerade (Nelson et al 1991; Burge et al 1993; kapitel 10 i denna avhandling). Detta innebär att indexen för allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom (EFF 1, EFF 2, EFF 3) kan förmodas vara relevanta för att studera enskilda symptomgrupper. Slutligen användes i vissa analyser totalantalet av symptom (Antal symptom) (0-12). Hypotesen bakom ett sådant index bygger på att ohälsan i någon mening kan kvantifieras och fler symptom innebär större ohälsa. Ett problem är dock enligt tidigare resonemang att symptom inom olika symptomgrupper är korrelerade på individnivå (Nelson et al 1991; Burge et al 1993; kapitel 10 i denna avhandling). Detta innebär att det är oklart vad som egentligen mäts när enskilda symptom summeras.

Olika metoder för multifaktoriella problem

Enligt tidigare resonemang kan man förvänta sig ett multifaktoriellt problem både på effekt- och exponeringssidan (se kapitel 4.3.4). Detta kan också innebära att både symptom- och exponeringsvariabler är internt korrelerade. Om en sådan hypotes är riktig så måste problemet studeras med någon multifaktoriell metod (Multi Variat Data Analys, MVDA). I många fall har Multipel Regressions Analys (MRA) använts. Men en sådan metod kan vara riskfylld om de s. k. oberoende (påverkande) variablerna är korrelerade vilket man alltså kan förvänta sig att de är. Istället kan s. k. multivariata metoder (mönstermetoder) användas. En fördel med vissa multivariata metoder är att dessa kan hantera korrelerade variabler. När det gäller Principal Component Analys (PCA) och Hierarkisk Cluster Analys (HCA), som har använts i denna studie, så är båda teknikerna meningslösa om alla observerade variabler är okorrelerade.

Om hypotesen angående ett multifaktoriellt problem både på effekt- och exponeringssidan inom SBS är riktig blir en av uppgifterna att försöka koppla t. ex. ett kritiskt kemiskt mönster till ett kritiskt symptommönster. Matematiska modeller för ett sådant multifaktoriellt psykofysiskt samband blir emellertid mycket komplicerade och det finns mycket få studier med ett sådant angreppssätt. Den s. k. Partial Least Square metoden (PLS) skulle eventuellt kunna hantera ett sådant problem. I föreliggande studie har dock ambitionsnivån sänkts. Den första hypotesen var att det fanns olika kemiska mönster i olika bostadsmiljöer (exempelvis skillnader mellan miljöer med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel) och den fjärde hypotesen var att det fanns olika mönster av symptom för boende i olika miljöer. Därmed har inga försök gjorts att undersöka kopplingen mellan olika typer av mönster (eg. mönster av symptom och mönster av VOC).

Många MVDA-metoder är explorativa till sin natur vilket innebär att de snarare genererar hypoteser än testar dem. Det övergripande syftet med flera multivariata analyser kan därmed sägas vara att förenkla komplicerade system av variabler och därmed öka förståelsen för datamaterialet. I kapitel 5.5 har ett antal MVDA-metoder redovisats.

Kriterier för val av mönstermetod

Den första frågeställningen är vilken mönstermetod som är bäst lämpad för att studera ett speciellt problem. Det bör påpekas att olika metoder använder olika bakomliggande antaganden vilket naturligtvis komplicerar situationen och ställer stora krav på användaren. Valet av metod beror på (a) typ av data, (b) typ av problem och (c) vilket syfte analysen har (Chatfield et al 1980). Dagnelie (1977) anger liknande faktorer som påverkar valet av multivariata metoder; (a) typ av data, (b) strukturen hos datamatrisen och (c) syftet med studien.

Det första steget enligt Dagnelie (1977) är naturligtvis att avgöra om man över huvud taget kan betrakta problemet som multifaktoriellt. Om så är fallet så blir nästa steg att undersöka vilken typ av data som föreligger. Man bör skilja på: kontinuerliga kvantitativa data (resultat från mätningar), diskreta kvantitativa data (exempelvis antal), kvalitativa data som eventuellt kan rangordnas (olika nivåer av en kvalitativ variabel), kvalitativa data som inte kan rangordnas (kategorier) och slutligen specialfallet med binära data. Dagnelie (1977) framhåller emellertid att ur en praktisk synvinkel är inte typen av data ett kritiskt kriterium för val av metod. Till exempel är faktoranalys (FA) en metod avsedd att användas på kontinuerliga data men har visat sig fungera även på kvalitativa data. Därmed blir strukturen hos datamatrisen och syftet med studien de avgörande kriterierna för val av metod enligt Dagnelie (1977). Eventuellt behövs också olika former av transformationer av den ursprungliga datamatrisen, exempelvis standardisering eller normalisering för att undvika olika mätenheters inverkan på resultaten. Av intresse kan även vara att identifiera "outliers" och eventuellt eliminera sådana. Slutligen måste datamissar ("missing data") behandlas, exempelvis genom uppskattningar.

Nästa moment innebär en undersökning av strukturen hos den ursprungliga datamatrisen. Denna är oftast en rektangulär [n*p] matris (n=individer, objekt, etc [rader], p=beroende och/eller påverkande variabler [kolumner]). Med struktur avses i detta fall huruvida det finns minst två eller fler grupper av objekt och/eller minst två eller fler grupper av variabler. Man kan därvid urskilja fyra fall. Det första fallet (I) innebär att matrisen inte har någon a priori struktur. Alla variabler förmodas tillhöra samma grupp och objekten antas härröra från samma population. Det andra fallet (II) innebär att man kan urskilja två eller fler grupper av variabler (exempelvis två eller flera beroende och/eller två eller flera påverkande variabler) men en grupp av objekt från samma population. Ett tredje fall (III) innebär att matrisen består av en grupp variabler men två eller fler grupper av objekt. Det sista fallet (IV) innebär att det finns två eller fler grupper av både objekt och variabler.

I det fall som den ursprungliga matrisen inte har någon a priori struktur (I) kan man erhålla ett rent uppskattningsproblem eller ett konformitetsproblem med tester av medelvärden, varianser och kovarianser. Man kan även tänka sig ett problem som behandlar datareduktion med t. ex Principal Component Analys eller ett problem av spridning av objekt i en-, två- eller multidimensionella rymder vilket kan studeras med någon form av Faktor Analys. Slutligen kan man tänka sig ett rent klassifikationsproblem.

I fallet med två eller flera grupper av variabler (II) blir den första frågeställningen hur många grupper som finns. Om det finns fler än två grupper av variabler kan enbart korrelationer mellan grupper studeras. I det andra fallet med enbart två grupper av variabler blir frågeställningen om man (a) kan betrakta dem som endera beroende eller oberoende variabelgrupper eller (b) som en beroende och en oberoende variabelgrupp. Vid samma typ av variabelgrupper (a) tillgrips normalt s.k. "Canonical Correlation Methods" som innefattar multipel korrelation. Vid olika typer av variabelgrupper (b), där det enbart finns

en beroende variabel, kan Multipel Regressions Analys och liknande metoder användas. Om det finns fler beroende variabler kan s.k. simultana regressionsekvationer användas.

Om det finns två eller fler grupper av objekt (III) kan man jämföra de olika grupperna, exempelvis genom tester av medelvärden (variansanalys), tester av varians och kovarians och/eller tester av korrellationskoefficienter. Man kan även beakta spridningen av olika grupper i en-, två- eller multidimensionella rymder med s.k. "Canonical Analysis". Slutligen kan man försöka hänföra objekt av okänt ursprung till en av de olika grupperna med s.k. Diskriminant Analys.

Till sist kan man tänka sig två eller flera grupper av både objekt och variabler (IV). Den huvudsakliga lösningen för sådana strukturer är enligt Dagnelie (1977) s.k. Multivariata Kovarians Analyser och liknande metoder.

Dagnelie (1977) framhåller slutligen att man efter en första analys med förtjänst kan gå vidare med fortsatta analyser baserade på samma principer men där olika metoder och kanske framförallt olika datamaterial används.

Syftet med en studie är naturligtvis svårt att definiera och klassificera på ett generellt sätt. Olika studier har olika syften. Det kan handla om ren deskription eller reduktion av data. Syftet kan även vara att förutsäga eller uppskatta, förklara observerade samband mellan variabler, jämföra två eller flera grupper av objekt, definiera klasser eller slutligen hänföra objekt till väldefinierade grupper m.m.

Om man utgår från ovan beskrivna strategi för val av mönstermetod och tillämpar den på avhandlingens projekt kan man till att börja med försöka urskilja vilken typ av data som förelåg. Det ursprungliga datamatrisen bestod av 66 objekt (eg. lägenheter) där tekniska mätningar gjordes av ett stort antal variabler (exempelvis VOC, temperatur, relativ luftfuktighet, ventilation m.m.) med huvudsakligen kontinuerliga kvantitativa data. Huvudsakligen utgjordes emellertid variablerna av data från VOC-mätningar. De 66 objekten härrörde från nio olika gårdar med olika symptomfrekvenser och skillnader i teknisk utformning av lägenheterna (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel, olika ventilationssystem, olika golvbeläggningar m.m.). Man kan därmed i ett avseende förmoda att objekten kunde hänföras till olika grupper som tillhörde olika populationer. De valda variablerna kunde emellertid enbart betraktas som påverkande (potentiellt). Därmed skulle den ursprungliga datamatrisen kunna hänföras till ovan beskrivna grupp III med avseende på dess struktur (eg. två eller flera grupper av objekt och en grupp av variabler). Enligt Dagnelie (1977) kan man i ett sådant fall försöka jämföra olika grupper av objekt med hjälp av exempelvis variansanalyser vilket också har gjorts i avhandlingen. Man kan även betrakta den ursprungliga matrisen enbart utifrån ett variabelperspektiv där syftet var att undersöka om det fanns korrelerade variabler som kunde beskrivas med s.k. underliggande (latenta) variabler. Därmed har vi enligt Dagnelie (1977) både ett klassificerings-

problem och ett reduktionsproblem där exempelvis Cluster Analys och Principal Component Analys kan vara framkomliga vägar. Men man kan enligt ovan beskrivna strategi naturligtvis välja helt andra metoder. Härvid finns emellertid en risk att man erhåller olika resultat beroende på skillnader i bakomliggande antaganden i de olika metoderna vilket är ett stort problem när det gäller mönsteranalyser. Dagnelies råd angående fortsatta analyser med andra metoder och kanske framförallt användandet av andra (nya) datamaterial har inte genomförts vilket naturligtvis är en brist och minskar möjligheterna att dra säkra slutsatser utifrån resultaten.

Man kan till sist konstatera att det använda datorprogrammet inte kunde hantera rektangulära matriser. Detta innebar att de latenta variablerna beräknades på en kvadratisk matris med korrelationen mellan enskilda variabler. I litteraturen framhålls ofta att det är viktigt för analysresultaten att använda datamaterial som ligger nära mätresultaten (Chatfield et al 1980; Berglund 1988). Genom att skapa en kvadratisk matris med korrelationer mellan olika variabler införs ofta nya antaganden angående den underliggande modellen. Detta problem har ej beaktats i analyserna.

11.2 Resultat

11.2.1 VOC i inomhusluften

11.2.1.1 TVOC

Studien har i allt väsentligt varit inriktad på att undersöka om det fanns något samband mellan VOC i inomhusluften och SBS eller om föroreningsmönstren för VOC skiljde sig åt mellan lägenheter med respektive utan kaseinhaltigt flytspackel. Resultaten har inte visat på några avgörande enfaktoriella samband vare sig mellan exponeringar och SBS-symptom eller mellan exponeringar och olikheter i teknisk utformning av lägenheterna (eg. förekomst av kaseinhaltigt flytspackel) vare sig på gårds- eller individnivå. Undersökningarna visade att TVOC-begreppet var en dålig indikator på luftkvalitetsproblem. Det fanns snarare tecken som tydde på att luftkvaliteten upplevdes som bättre vid ökade koncentrationer av TVOC. Påpekas bör dock att inga höga koncentrationer uppmättes (50-365 $\mu g/m^3$) med ett medelvärde på 127 $\mu g/m^3$. I ELIB-undersökningen (Stridh et al 1993) uppmättes ett medelvärde på 310 $\mu g/m^3$ i 92 slumpmässigt utvalda flerfamiljshus i Sverige. Resultat med ett omvänt samband mellan TVOC och SBS har visats i andra fältstudier (Sundell et al 1993A; Nelson et al 1991) medan andra undersökningar har indikerat att det kan finnas ett samband mellan TVOC och SBS (Norbäck 1990; Hodgson et al 1991; Hodgson et al 1992). I de senare studierna uppmättes emellertid betydligt högre halter av TVOC än i vår studie. Även andra undersökningar har indikerat ett samband mellan SBS och TVOC (Berglund et al 1989; Lundin 1991). I Rådhusundersökningen i Danmark fanns inga signifikanta samband mellan TVOC och SBS (Skov et al 1989).

Ett generellt problem vid jämförelser mellan olika resultat från VOC-mätningar är att det inte finns någon standardiserad metod vare sig för mätning eller analyser. Detta innebär att jämförelser av resultat från olika undersökningar kan vara mycket vanskliga.

Om man jämför med de av Mølhave (1992) föreslagna dos/respons-sambanden för VOC (kapitel 2, tabell 2.1) så låg de flesta TVOC-halterna i vårt projekt inom komfortområdet där ingen irritation förväntas uppstå. Men Mølhave förutsätter då att alla andra exponeringsfaktorer är kontrollerade och acceptabla vilket är oklart i vår studie. För det första finns andra potentiella hälsofaktorer som ej har undersökts, exempelvis partiklar i inomhusluften, formaldehyd, VOC med högre kokpunkt (>240-260 °C) m.m. Dessutom finns det dokumenterade luktproblem i de aktuella flytspackelskadade bostäderna, dock utan att denna lukt har kunnat hänföras till någon specifik substans. Det behöver därmed inte nödvändigtvis finnas ett motsatsförhållande mellan Mølhaves rekommenderade gränsvärden och de i denna undersökning uppmätta TVOC-halterna.

Ahlström (et al 1986) studerade interaktionseffekter mellan formaldehyd och inomhusluft från sjuka hus. Frågeställningen var om formaldehyd i de låga koncentrationer som finns i icke industriella miljöer påverkar luktintensiteten när det gäller inomhusluft från sjuka hus. En slutsats var att att lukten från luften i de sjuka husen kunde adderas till lukten från formaldehyd men enbart när formaldehyd förekom i koncentrationer nära lukttröskeln. Lukttröskeln för formaldehyd anges av Berglund (et al 1988) till cirka 30 $\mu g/m^3$ (12-120 $\mu g/m^3$ beroende på individuella variationer). Dessa resultat indikerar därmed att lukt och aldehyder (formaldehyd) kan interagera och påverka människans uppfattning av inomhusluften när det gäller luftkvalitetsaspekter men enbart när formaldehyd förekom i låga koncentrationer. En svaghet med vår studie var att inte formaldehydhalten i inomhusluften mättes. Tidigare genomförda stickprov i problemområde I visade dock på låga koncentrationer av formaldehyd (< 20 $\mu g/m^3$)

11.2.1.2 Kritiska VOC-mönster

Den genomförda mönsteranalysen indikerade att det fanns skillnader i föroreningsmönster (VOC) mellan olika grupper av gårdar. Gårdarna med kaseinhaltigt flytspackel, som också var gårdar med högst problemfrekvens, tenderade att ha ett kemiskt mönster som skiljde sig från övriga gårdar främst med avseende på aldehyder men också en alkohol, en alkan och en keton. Mönsteranalysen identifierade ett kritiskt mönster (VOC[8]) som kunde associeras till lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel. Det kritiska mönstret bestod av bensaldehyd, 2-etylhexanol, oktan, oktanal, dekanal, nonanal, heptanal och metylheptenon. De aktuella ämnena fanns emellertid i alla lägenhetstyperna förutom bensaldehyd som enbart förekom i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel. Men även gårdar som hade lägre problemfrekvens, och som ej hade kaseinhaltigt flytspackel, avvek genom att de kunde associeras till ett icke kritiskt mönster (VOC[12]) som bestod av alkaner, aromater och terpener. Mönsteranalysen på individnivå kunde identifiera likartade mönster som i gårdsanalysen. I individanalysen kunde emellertid de kritiska mönstren enbart associeras till allmänsymptom (eg. trötthet) och klagomål på luftkvaliteten (eg. instängd luft och obehaglig lukt). Det icke kritiska mönstret kunde emellertid associeras till individer utan klagomål på ett flertal olika symptom. Mönsteranalysen har därmed inte avfärdat hypotesen att människan kan uppfatta kemiska mönster, eller konstellationer mellan olika ämnen, snarare än koncentrationen av enskilda substanser, vid exponeringar i låga koncentrationer. Dessa resultat pekar på svårigheten att utvärdera VOC-resultat där många olika ämnen förekommer i en blandning och dessutom i låga koncentrationer. Resultaten antyder att VOC-begreppet måste nyanseras mer än vad som gjorts hittills. Detta skulle kunna innebära att andra mer relevanta exponeringsmått än enbart TVOC bör studeras.

Berglund (1988) beskrev fyra steg i arbetet med mönsteranalyser där olika moment ingick för att kunna dra slutsatser utifrån resultaten. Det första steget var att studera mönstren och undersöka om det fanns skillnader. Detta steg har gjorts i vårt arbete och har indikerat

att mönsterskillnader troligen fanns åtminstone mellan bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. Det andra steget var att undersöka sannolikheten för att ett mönster ska finnas i en viss miljö. Detta moment har inte tillgodosetts tillräckligt i vår studie eftersom alltför få objekt har undersökts. Vår undersökning kan enbart betraktas som indikationer. Nästa steg var att identifiera kritiska submönster vilket har gjorts i vår undersökning där aldehyder, alkoholer och ketoner verkade skilja olika miljöer åt. Det sista steget var att undersöka systemets dynamik (förändringar över tiden) vilket inte har gjorts i vår undersökning eftersom enbart en mätning har gjorts vid ett tillfälle. Sammanfattningsvis kan man därmed konstatera att studien inte uppfyller alla grundläggande kriterier för att dra säkra slutsatser.

Analysen med de ursprungliga variablerna visade att enskilda variabler som ingick i de kritiska mönstren också i vissa fall skilde sig åt mellan gårdsgrupperna även om många resultat inte var signifikanta. Detta kan bero på att analysen med de ursprungliga variablerna inte tar hänsyn till eventuella interaktionseffekter mellan enskilda substanser eller mellan substanser och andra fysikaliska faktorer. Sådan interaktionshänsyn tas i mönsteranalysen eftersom bildanalysen (scoreplotanalys) görs med flera samtidigt påverkande faktorer.

De genomförda analyserna gjordes på gårds- och individnivå. Det torde dock vara klart att gårdsanalysen kan betraktas som säkrare ur statistisk synvinkel. Främst beroende på att populationerna var mycket små i individanalysen samt att det valda stickprovet av individer inte representerade en homogen population. Men kritiska mönster som erhölls i gårdsanalysen tenderade även att samvariera med symptom i individanalysen, dock enbart när det gällde allmänsymptom (eg. trötthet) och klagomål på luftkvalitet (eg. obehaglig lukt, instängd luft).

Om man trots ovan beskrivna svagheter i undersökningen antar resultaten som indikationer på att framförallt aldehyder och alkoholer kan vara kritiska föroreningar så blir frågeställningen om det finns belagda eller rimliga skäl att betrakta aldehyder och alkoholer som potentiella riskfaktorer för ohälsa i allmänhet och SBS i synnerhet.

Aldehyder

Många aldehyder betraktas som potentiella hälsorisker inom det yrkesmedicinska området. Hälsoeffekterna är ofta irritationer i ögon, luftvägar och hud samt lukt. Till exempel formaldehyd och acrolein är väl kända för deras irritationseffekter på djur och människor (Amdur 1991) och formaldehyd regleras med hygieniska gränsvärden på grund av dess cancerogena egenskaper (National Research Council 1981; AFS 1990; WHO 1989). WHO rekommenderar att koncentrationen av formaldehyd inte ska överstiga 100 $\mu g/m^3$ i icke industriella miljöer. För särskilt känsliga grupper rekommenderas ett maxvärde på 10 $\mu g/m^3$. Den irriterande egenskapen hos aldehyder är vanligare för

aldehyder med lägre molekylvikt och för dem med en omättad del i den alifatiska kolkedjan eller med substituerade halogener, (aldehyder som innehåller halogener; klor, brom, jod). Jensen et al (1993) nämner omättade aldehyder såsom 2-pentanal, 2-heptanal, 2-dekanal, 2-undekanal som potentiella irritanter. Den allmänna toxiciteten hos aldehyderna verkar primärt vara relaterad till irritation även om undantag finns (National Research Council 1981). Den irriterande egenskapen hos aldehyderna (förutom formaldehyd) har emellertid inte studerats i någon större omfattning. De aromatiska aldehyderna har generellt en lägre irriterande effekt även om det finns undantag. Furfural har irriterande egenskaper men inte tillnärmelsevis lika höga som acrolein. De beskrivna potentiella och visade toxiska egenskaperna hos den kemiska gruppen aldehyder gäller emellertid främst inom det yrkesmedicinska området där koncentrationerna vanligtvis är mycket högre än i icke industriella miljöer. I litteraturen nämns i synnerhet formaldehyd, men även andra aldehyder, som potentiella hälsorisker i icke industriella miljöer (Seifert 1992; Zhang et al 1993 A, B; Weschler et al 1992 A; National Research Council 1981; Birgersson et al 1983; Björksten 1992; Backe et al 1993; Cometto-Muniz et al 1993; Donnini et al 1990; Wolkoff et al 1990; Gillner 1987). Formaldehyd har dessutom i många undersökningar visat sig ha en irriterande eller luktande egenskap och i vissa fall vara kopplad till SBS (Hus och hälsa 1988; Arbetarskyddsstyrelsen 1990; Wolkoff et al 1990; Horvath et al 1988; Falk et al 1993; Lindahl et al 1988; Ahlström et al 1986; Berglund et al 1984; Berglund et al 1993; Sundell et al 1993 A). När det gäller övriga normalt förekommande aldehyder i icke industriella miljöer är det dock inte orimligt att betrakta dem som potentiella hälsorisker eftersom denna kemiska grupp är känd från det yrkesmedicinska området. National Research Council (1981) nämner att aldehyder med lägre molekylvikt verkar vara kraftigare irritanter. De kända irritanterna formaldehyd, acrolein och eventuellt furfural har en molekylvikt på 30, 56 respektive 96 g/mol. De aldehyder som identifierades i vår undersökning var bensaldehyd (106), dekanal (156), heptanal (114), hexanal (100), nonanal (142) oktanal (128 g/mol) vilka därmed har högre molvikt än de kända irritanterna formaldehyd, acrolein och furfural och därmed enligt resonemanget ovan inte borde vara lika kraftiga irritanter. Bensaldehyd som i vår undersökning hade den näst lägsta molekylvikten identifierades enbart i 7 lägenheter men dessa lägenheter var utan undantag från gårdar med kaseinhaltigt flytspackel (C, D, E). Påpekas bör dock att de flesta studier som har gjorts inte har varit inriktade på blandningar av olika aldehyder utan exponeringar av ett ämne i taget, främst formaldehyd.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att det i litteraturen inte finns uppgifter angående hälsoeffekter med avseende på de i denna studie identifierade aldehyderna (eventuellt med undantag av bensaldehyd och hexanal eftersom dessa har lägre molekylvikt (106 respektive 100 g/mol) än övriga aldehyder) och i synnerhet inte för blandningar av flera olika aldehyder och andra ämnen. De identifierade aldehyderna tillhörde inte dem som i litteraturen omnämns som kraftiga irritanter; aldehyder med låg molekylvikt (även om de identifierade inte heller tillhör dem som har höga molekylvikter), aldehyder med omättade kolkedjor eller aldehyder med substituerade halogener. Men den kemiska gruppen aldehyder

är känd från det yrkesmedicinska området och betraktas där ofta som en potentiell hälsorisk. Men det kanske inte är enbart koncentrationen av en förorening som är avgörande för hur människan uppfattar den. Studien har indikerat att exempelvis andelen av olika VOC-föroreningar i förhållande till TVOC kan vara ett mer relevant mått när det gäller sensoriska effekter hos människan.

Alkoholer

Alkoholer betraktas inte i litteraturen som lika stora potentiella hälsofaktorer som aldehyderna. Det är dock känt att nedbrytning av mjukgöraren i PVC-mattor och lim på grund av alkalisk fukt kan avge oktanoler där 2-etylhexanol ofta omnämns (Gustafsson 1992). Det enskilda ämnet 2-etylhexanol är känt för att avge en karakteristik lukt som ofta brukar beskrivas som "sötaktig och stickande" vilket rimligtvis gör detta ämne till en potentiell riskfaktor för klagomål på dålig luftkvalitet. Det finns emellertid inga bra studier som har visat på specifika symptom från denna alkohol. En studie har i stället visat på ett motsatt förhållande där högre halter av 2-etylhexanol gav mindre klagomål på luftkvaliteten (Norbäck et al 1993). Sammanfattningsvis kan man dock göra den bedömningen att ett ämne som utgör en potentiell riskfaktor för lukt är intressant ur luftkvalitetssynpunkt. Men alkoholerna utgör förmodligen i så fall enbart en delförklaring i projektet. I gård P fanns en linoleummatta och inga förhöjda halter av alkoholer kunde uppmätas i inomhusluften.

11.2.1.3 Olika exponeringsmått

I gårdsanalysen beräknades olika exponeringsmått för VOC. Ett additivt mått för de kritiska och icke kritiska ämnena (VOC[8]*, VOC[12]*) samt olika konstellationsmått mellan kritiska och icke kritiska ämnen (Log Kvot 3) respektive de kritiska och icke kritiska ämnenas koncentrationsandel av TVOC (VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/TVOC).

Det additiva måttet för de kritiska ämnena (VOC[8]*) korrelerade främst med allmänsymptom i gårdsanalysen men enbart med det enskilda allmänsymptomet trötthet i individanalysen. Det additiva måttet för de icke kritiska ämnena (VOC[12]*) korrelerade negativt främst med luftkvalitetsproblem (eg. instängd luft, obehaglig lukt) i gårdsanalysen. Detta stämde även med individanalysen där en låg koncentration för de icke kritiska ämnena kunde associeras till klagomål på instängd luft och obehaglig lukt men ej till klagomål på torr luft.

Konstellationsmåttet för relationen mellan koncentrationen för de kritiska och icke kritiska ämnena (Log Kvot 3) korrelerade med de flesta symptom i gårdsanalysen. I individanalysen fanns emellertid enbart tendens till en koppling med det enskilda allmänsymptomet trötthet och eventuellt obehaglig lukt. I detta fall fanns därmed ingen god överensstämmelse mellan gårds- och individanalysen. De kritiska ämnenas andel av

TVOC (VOC[8]*/TVOC) korrelerade med flera symptom och klagomål på luftkvalitet i gårdsanalysen men enbart med trötthet i individanalysen. De icke kritiska ämnenas andel av TVOC (VOC[12]*/TVOC) korrelerade negativt med flera symptom och klagomål på luftkvalitet i gårdsanalysen men enbart med trötthet och eventuellt obehaglig lukt i individanalysen. I gårdsanalysens resultat fanns en tendens till att resultaten blev mer konsistenta när olika konstellationsmått användes (Log Kvot 3, VOC[8]*/TVOC, VOC[12]*/ TVOC) jämfört med olika koncentrationsmått (VOC[8]*, VOC[12]*).

Av analyserna framgick att det i individanalysen främst var det enskilda symptomet trötthet som uppvisade signifikanta resultat. Resultaten från enkätundersökningen visade emellertid att trötthet var det symptom som hade högst relativ frekvens, både i hela populationen och i det utvalda stickprovet i individanalysen. Mönsteranalysen av symptom visade också att allmänsymptomen verkade vara starkast kopplade till förekomsten av kaseinhaltigt flytspackel. Detta innebär att klagomål på trötthet blir ett viktigt symptom i synnerhet eftersom individanalysen gjordes på en mycket liten population. Om de kritiska ämnena kan hänföras till flytspackelproblematiken, vilket gårdsanalysen indikerar, så borde därmed kopplingen till allmänsymptom vara riktig.

Det finns inga studier genomförda angående kopplingen mellan SBS och olika konstellationsmått för VOC enligt ovan. Rothweiler m fl (1993 B) mätte emellertid VOC i 22 bostadshus i Schweiz. TVOC varierade mellan 0.7-35.6 mg/m^3 (medelvärde 13.3 mg/m^3) vilket därmed var mycket högre än i föreliggande studie. Det är dock oklart vilken metod som användes och om resultaten därmed är jämförbara. Det intressanta var dock att andelen aldehyder (exklusive formaldehyd) av TVOC i medeltal uppgick till 5.2 %. Medelvärdet av andelen aldehyder av TVOC i vår studie var cirka fyra gånger högre i flytspackellägenheterna. Nämnas kan också att i den blandning, som används av Mølhave (1986) för exponeringsstudier på människor i klimatkammare (VOC 22), ingår aldehyder (n-hexanal, n-pentanal) med en andel av 3.6 % (Rothweiler et al 1993) vilket också är betydligt lägre än våra resultat från gårdarna med högst problemfrekvens. Det är därför inte helt otänkbart att det är mer relevant att studera andelen av en ämnesgrupp (av TVOC) istället för att enbart studera koncentrationen av en förorening. Siefert (1990) anger också som ett krav att koncentrationen för en kemisk grupp inte ska överstiga 10 % av TVOC (se kapitel 2.2.2.2). Inom det yrkesmedicinska området finns ofta avvikare (med ett högt signal/brus värde, se kapitel 5.2) och det har visat sig att sådana ämnen kan ge toxiska effekter (Berglund 1990).

Inget av de ovan redovisade exponeringsmåtten uppvisade signifikanta korrelationer med klagomål på miljöfaktorer (eg. drag, hög temperatur, varierande temperatur, låg temperatur, statisk el, buller, damm) vare sig på gårds- eller individnivå. Detta kan indikera att de aktuella exponeringsmåtten kan associeras till SBS-klagomål som har med flytspackelproblem att göra eftersom andra klagomål på miljöfaktorer rimligen inte kan kopplas till golvfaktorer.

De ovan redovisade korrelationsstudierna mellan olika exponeringsmått och relativa frekvenser av klagomål på gårdsnivå gav förmodligen en skenbar uppfattning angående ett dos/respons-samband. Dessutom gjordes analysen med enbart nio observationer för den beroende variabeln (eg. antal gårdar i undersökningen) vilket gör resultaten osäkra. Det mest signifikanta resultatet i gårdsanalysen var att lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel kunde särskiljas från övriga med avseende på ovan beskrivna exponeringsmått och då främst olika konstellationsmått mellan kritiska och icke kritiska ämnen och kritiska respektive icke kritiska ämnens andel av TVOC.

11.2.2 Kritiska ämnens ursprung

Aldehyder

De i undersökningen identifierade aldehyderna var bensaldehyd, dekanal, heptanal, hexanal, nonanal och oktanal. När det gäller källorna till dessa aldehyder så var bilden emellertid inte entydig. De specifika emissionsmätningarna på golvmaterialen (FLEC) visade att bensaldehyd kunde kopplas till golvkonstruktioner med kaseinhaltigt flytspackel. Det var dock oklart om ämnet härrörde från PVC-matta, lim eller kaseinspackel. Bensaldehyd kunde enbart identifieras i inomhusluften där det fanns kaseinhaltigt flytspackel. Även aldehyderna nonanal och dekanal kunde identifieras i emissionen från PVC-mattan både där det fanns kaseinhaltigt spackel och kaseinfritt kalkspackel. Emissonen var emellertid mycket liten och resultaten var osäkra eftersom de båda aldehyderna även identifierades i nollprover mot en stålplåt. Övriga aldehyder (eg. oktanal, heptanal) kunde inte påvisas i emissionen från golvmaterialen.

Källor till aldehyder är byggnadsmaterial, förbränningsrester, tobaksrök, och en mängd konsumentprodukter. Aldehyder förekommer främst som råmaterial eller som mellanprodukter vid framställning av alkoholer, karboxylsyror eller plaster (Birgersson 1983). Formalin (formaldehyd löst i vatten vilken är den enklaste aldehyden) används som härdare vid framställning av fenolplast, melaminplast och karbamidplast. Vissa sådana plaster avger kontinuerligt formalin, speciellt vid uppvärmning eller bearbetning, t ex karbamidplast som finns i spånplattor. Aldehyder finns i motoravgaser men kan även bildas som mellanprodukter vid metabolisering av andra ämnen, t ex alkoholer, etrar och aminer. Dessa källor emitterar aldehyder i större eller mindre omfattning vilket innebär att aldehydskoncentrationen i de flesta fall är högre inomhus än utomhus. Formaldehyd är ofta den helt dominerande aldehyden och utgör 30-75 % av totala mängden aldehyder (National Research Council 1981).

Det finns studier som har identifierat olika aldehyder i emissionen från golvmaterial. Bremer (1993) med kollegor kunde identifiera aldehyderna nonanal, 2-ethylhexanal och dodecanal i emissionen från PVC-mattor. I detta fall skedde emissionsmätningen på nya material och en avklingning kunde skönjas. Kirchner (et al 1993) identifierade formalde-

hyd och 2-hexanal i emissionen från PVC-mattor om än med en mycket låg emissionsfaktor. När det gäller emissionen av aldehyder från linoleummattor så finns många undersökningar som har visat att detta material avger aldehyder (Jensen et al 1993 A, B; Kirchner et al 1993). I Rothweiler (et al 1993) nämner författarna att formaldehyd och andra aldehyder (eg. n-hexanal, n-nonanal, bensaldehyd) är möjliga nedbrytningsprodukter från byggnadsmaterial. Wolkoff (et al 1993) kunde identifiera ett flertal aldehyder i emissionen från linoleummattor (eg. pentanal, hexanal, heptanal, oktanal, 2-oktenal, nonanal, 2-dekenal). Mätningarna i den undersökningen gjordes både på nya och använda mattor från skadade byggnader.

Den tredje hypotesen i kapitel 9 behandlade en teori som har framförts i litteraturen angående en möjlig oxidation där fria radikaler och aldehyder bildas i inomhusluften genom reaktioner mellan VOC och ozon (Weschler et al 1992 A; B; Sundell et al 1993 A; Zhang et al 1993 A; B; Berglund et al 1993). En sådan hypotes kan varken bekräftas eller avfärdas med detta arbete som grund främst därför att koncentrationen av ozon i inomhusluften inte har mätts i de aktuella lägenheterna. Det kan ändå finnas skäl att diskutera fenomenet.

Ozon betraktas i litteraturen som en irritant men också som en potentiell oxidationsfaktor. Ozonets irritationsegenskaper med avseende på ögon och andningsvägar har medfört att det finns gränsvärden för icke industriella miljöer. Olika referenser anger gränsvärden inomhus på 120 $\mu g/m^3$ som timmedelvärde (Federal office of environment, forests and landscape 1989; Lippman 1989). I Sverige finns också ett riktvärde på 120 $\mu g/m^3$. Arbetarskyddsstyrelsen anger 200 $\mu g/m^3$ som ett nivågränsvärde (AFS 1990).

Källor för ozon är utomhusluften och vissa utrustningar som normalt förekommer på kontor (exempelvis kopieringsmaskiner och laserskrivare). I bostäder är dock den huvudsakliga källan utomhusluften. Mätningar av inomhushalter förekommer i mycket liten utsträckning i Sverige. En studie utförd i Zürich (Schweiz) visade på timmedelvärden utomhus under sommaren på 150-200 $\mu g/m^3$ men med toppar på 300 $\mu g/m^3$ (Lustenberger et al 1990). Inomhus uppmättes koncentrationer av ozon på 0-50 $\mu g/m^3$. Ett mått som kan vara värdefullt är relationen mellan koncentrationen i uteluften och inomhusluften (I/O-värde). Ett antal studier anger att I/O-värdet varierar mellan 0,1-0,8 beroende på ventilation där en högre luftomsättning ger en högre halt inomhus (Davies et al 1984; Sabersky et al 1973; Weschler et al 1989; Yacom 1982). Utomhuskoncentrationen av ozon i Stockholms stad, under den tiden då mätningar i inomhusmiljön skedde i problemområde I, var 45-63 $\mu g/m^3$ som dygnsmedelvärde och 72-110 $\mu g/m^3$ som uppmätt timmedelvärde (Stockholms miljö- och hälsoskyddskontor 1990). Av detta framgår att man kan förvänta sig koncentrationer inomhus i mätlägenheterna upp till 80 $\mu g/m^3$ beroende på skillnader i friskluftstillförsel.

Zhang (et al 1993 A; B) gjorde simultana mätningar av ozon och aldehyder i inomhusluften i bostäder belägna i New Jersey. Ett positivt samband mellan aldehyd- och ozonkoncentrationen kunde skönjas (r=0.35-0.48) för aldehyderna acetaldehyd, n-pentanal och n-hexanal. Koncentrationerna av ozon inomhus var i detta fall 0-150 $\mu g/m^3$. Weschler (et al 1992 A) mätte VOC-koncentrationen i en klimatkammare med fyra olika golvmaterial samt med och utan ozon (0, (58-86) $\mu g/m^3$). Resultaten visade att vid närvaro av ozon (58-86 $\mu g/m^3$) ökade halten av aldehyder i luften på ett signifikant sätt. De identifierade aldehyderna var: pentanal, hexanal, heptanal, oktanal, nonanal och dekanal. Samtidigt som koncentrationen av aldehyder ökade i klimatkammarens luft skedde en minskning av koncentrationen av vissa ämnen som emitterades från mattan (eg. 4-phenylcyclohexene (4-PCH), 4-ethenylcyclohexen (4-VCH), styren) vilka har omättade kolkedjor. Detta innebar enligt författarna att ozon i klimatkammarens luft reducerade koncentrationen av några potentiella irritanter (eg. 4-PCH, 4-VCh, styren) men ökade koncentrationen av andra potentiella irritanter (eg. C_5-C_{10} aldehyder).

Av Weschlers undersökning (1992 A) framgick därmed att samma typ av aldehyder som identifierades i vår undersökning ökade vid närvaro av ozon. Däremot kunde de enskilda ämnen som emitterades från golvmaterialen (4-PCH, 4-VCH, styren) inte identifieras vare sig i inomhusluften eller i emissionen från PVC-mattorna i vår undersökning. De aromater som kunde identifieras i vår undersökning var främst etylbensen, toluen, trimetylbensen och xylen. Dessa aromater utgör en delgrupp av de omättade kolvätena men anses ej så reagensbenägna som övriga omättade kolväten. Man kan dock konstatera att det fanns en signifikant förhöjd koncentration av TVOC under PVC-mattan i lägenheter med kaseinhaltigt flytspackel (EF=1150 $\mu g/m^2$, h) jämfört med där det fanns kaseinfritt kalkspackel (EF=<100 $\mu g/m^2$, h). Denna "VOC-bank" skulle kunna vara en källa för olika oxidationsfenomen. Sammanfattningsvis kan man med de framkomna resultaten som grund inte vare sig bekräfta eller avfärda oxidationsfenomenet.

Det finns ytterligare en möjlighet till källor för aldehyderna. Det kan ha varit variationer i utomhusluften som uppmättes inomhus. Analyser av utomhusproverna med avseende på enskilda aldehyder visade dock inga variationer som skulle kunna förklara variationerna inomhus. Ej heller totalhalten av VOC (TVOC) utomhus varierade under provtagningstiden på ett sätt som skulle kunna påverka de beräknade exponeringsmåtten (eg. andelen kritiska och icke kritiska ämnen av TVOC). Det fanns därmed inga tecken på att variationer i utomhusluften kunde förklara variationer i inomhusluften.

Alkoholer

De i undersökningen identifierade alkoholerna (i inomhusluften) var främst 2-etylhexanol och butanol. Den totala koncentrationen av alkoholer i inomhusluften i de undersökta lägenheterna bestämdes huvudsakligen av den enskilda alkoholen 2-etylhexanol. Det har i flera studier visats att PVC-mattor och lim som påverkas av hög alkalisk fukt kan brytas

ner. Mjukgöraren bryts ner i sina beståndsdelar och 2-etylhexanol avges från materialet (Gustafsson 1992; Bremer et al 1993). Eventuellt kan denna nedbrytning även påverkas av nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel. En sådan indikation fanns i vår studie eftersom ammoniak under golvmattan, vilket är en indikator på nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel, korrelerade positivt med koncentrationen av 2-etylhexanol i inomhusluften. Mätningarna av den specifika emissionen från golvmaterialen visade också att 2-etylhexanol avgavs i betydligt högre halter från det kaseinhaltiga flytspacklet jämfört med kaseinfritt kalkspackel och något högre från PVC-mattan där det fanns kaseinspackel. Troligtvis var den ursprungliga källan PVC-matta eller lim. Men även n-butanol avgavs i högre halter från det kaseinhaltiga flytspacklet tillika med C_8-alkoholer.

Rothweiler (et al 1993) nämner 2-etylhexanol som en typisk nedbrytningsprodukt från byggnadsmaterial. I vår undersökning fanns även indikationer på att kaseinhaltigt flytspackel (i kombination med hög alkalisk fukt i ett tidigare skede) kan påverka nedbrytningsprocessen av PVC-matta och lim. Sammanfattningsvis tyder undersökningen på att i de fall som högre halter av alkoholer uppmättes i inomhusluften så var källan till dessa föroreningar det kombinerade system som utgjorde golvkonstruktionen (PVC-matta, lim, kaseinhaltigt flytspackel).

Tidigare genomförda studier av flytspackelproblematik

Sekundära produkter som kan produceras vid mikrobiell eller kemisk nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel är enligt tidigare genomförda studier; aminosyror, aminer, aldehyder, ketoner, alkoholer, merkaptaner och organiska syror (Karlsson et al 1990) (se även kapitel 6). De kritiska ämnena som kunde associeras till miljöer med kaseinhaltigt flytspackel i vår studie är till viss del överensstämmande med nämnda studie. Det gällde den enskilda alkoholen 2-etylhexanol, ett antal aldehyder och en keton (metylheptenon). I emissionsmätningarna på golvkonstruktionen kunde emellertid inte metylheptenon identifieras men en annan keton (3-heptanon). Det fanns därmed en viss överenstämmelse mellan föreliggande studie och tidigare genomförda arbeten med avseende på flytspackelproblem.

Sammanfattning av kritiska ämnens ursprung

De i mönsteranalysen identifierade kritiska ämnena var 2-etylhexanol, bensaldehyd, dekanal, heptanal, nonanal, oktanal samt metylheptenon och oktan. Av dessa enskilda ämnen kunde bensaldehyd och 2-etylhexanol samt eventuellt nonanal och dekanal hänföras till golvkonstruktionen. Övriga kritiska ämnen kunde ej identifieras i emissionen från flytspackel och PVC. Variationer i inomhusluften med avseende på aldehyder, alkoholer och ketoner samt TVOC kunde inte förklaras med variationer i utomhusluften. Mätningarna angående emission från golvkonstruktionen visade också att det fanns mycket VOC under golvmattan där det förekom kaseinhaltigt flytspackel. En hypotes här-

vid är att olika oxidationsfenomen kan ha gett upphov till aldehyder i inomhusluften. Denna hypotes har dock ej bekräftats i undersökningen. Det fanns slutligen viss överensstämmelse mellan kritiska ämnen i föreliggande studie och andra genomförda undersökningar med avseende på sekundära emissioner från nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel.

11.2.3 Ventilation, temperatur och relativ luftfuktighet

Ventilationen i de undersökta lägenheterna var förhållandevis bra. I medeltal uppgick luftomsättningen till 0.7 oms/h (0.3-1.5 oms/h). Kravet i Svensk byggnorm vid den tid som byggnaderna uppfördes var att luftomsättningen skulle uppgå till minst 0.5 oms/h. Men det är naturligtvis inte bara luftflöden och luftomsättningen som avgör om luftkvaliteten inomhus uppfattas som god. Den tillförda luftens kvalitet är kanske en viktigare faktor.

Det fanns en tendens i materialet att en högre luftomsättning var kopplad till högre klagomålsfrekvens när det gällde luftkvalitet både på gårds- och individnivå. Luftomsättningen var högre i gårdar med högre klagomålsfrekvenser och kaseinhaltigt flytspackel och i individanalysen var en högre luftomsättning kopplad till slemhinnesymptom. Ekstrand-Tobin (1993) som undersökte kopplingen mellan inomhusmiljön och astma hos barn i tre svenska städer kunde konstatera att där ventilationen var högre än genomsnittet var andelen familjemedlemmar som tidigare hade haft problem med astma och böjveckseksem högre. Däremot fanns en negativ korrelation mellan TVOC och luftomsättningen i den undersökningen. Att dra slutsatsen att en högre luftomsättning skulle vara en negativ luftkvalitetsaspekt torde emellertid vara mycket vanskligt. Rimligtvis borde en högre tillförsel av uteluft ge ett bättre inomhusklimat med en bortförsel av föroreningar i inomhusmiljön vilket också har visats i studier (Levin 1991; Sundell 1994). Även i vår studie fanns en negativ korrelation mellan koncentrationen av TVOC i inomhusluften och luftomsättningen. Däremot fanns ingen signifikant korrelation mellan enskilda ämnen eller grupper av kemiska ämnen och ventilationen. En positiv korrelation kunde emellertid skönjas mellan ventilation och de kritiska exponeringsmåtten som kunde associeras till problemmiljöer. Dessa positiva samband mellan luftomsättning och kritiska exponeringsmått antyder därmed en indirekt koppling mellan kritiska exponeringsmått och slemhinnesymptom på individnivå eftersom dessa symptom var kopplade till en högre luftomsättning.

Det finns dock en möjlighet till sammanblandning mellan orsak och verkan när det gäller ventilationens roll. Det är inte helt orimligt att både boende och förvaltare har ökat luftflödena i bostäder med mycket klagomål. Men en sådan ökning av luftflödena kanske inte var tillräckligt för att erhålla ett bra inomhusklimat. Detta innebär att den ökade luftomsättningen inte var tillräcklig för att föra bort luftföroreningarna till nivå som blev acceptabel. Därmed skulle man inte kunna dra slutsatsen att en ökad ventilation ger ett sämre inomhusklimat eftersom det primärt inte är luftomsättningen som ger problem. Å andra sidan kan luftföroreningar tillföras med ventilationsluften från uteluften (bilavgaser, ozon

m.m.) eller bildas i ventilationssystemet, exempelvis i värmeväxlare och tilluftkanaler. I så fall skulle ett ökat luftflöde ge en sämre luftkvalitet. De högre luftomsättningarna fanns i lägenheter som var utrustade med ett mekaniskt från- och tilluftsystem med roterande värmeväxlare. Anmärkningsvärt var att klagomålsfrekvenserna sjönk i en flytspackelgård (F) när det balanserade ventilationssystemet (FTX) byttes ut mot ett system med mekanisk frånluft trots att inga golvåtgärder gjordes. Av ovanstående resonemang framgår att det inte går att dra någon generell slutsats angående ventilationens roll i de undersökta lägenheterna.

När det gäller kopplingen mellan SBS och temperatur, respektive relativ luftfuktighet, inomhus fanns inga entydiga samband. I mönsteranalysen, både på gårds- och individnivå, fanns emellertid de båda variablerna med som kritiska faktorer som kunde kopplas till problemmiljöer. Sambandsanalyserna visade också att temperatur inomhus var svagt korrelerad till enskilda aldehyder samt till kritiska exponeringsmått. Andra studier har visat på samband mellan temperatur och VOC i inomhusluften (Norbäck et al 1990).

11.2.4 Mönster av klagomål

I kapitel 10 redovisades en mönsteranalys (PCA) av enkätsvaren från boende i hela problemområde I och referensområdet (2.101 enkätsvar). En hypotes var att olika konstellationer av symptom skulle kunna hänföras till olika miljöfaktorer (eg. teknisk utformning av de undersökta lägenheterna: kaseinhaltigt och kaseinfritt flytspackel, olika ventilationssystem, olika golvmaterial). Analysen visade emellertid att de olika symptom som kunde representeras med olika latenta variabler (enskilda symptom som korrelerade internt) utgjordes av naturliga grupper såsom allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom samt luftkvalitetsaspekter.

Slutsatserna angående vilka tekniska faktorer i de boendes lägenheter (utformning) som verkade vara associerade till olika symptomgrupper kunde emellertid utläsas även i redovisningen av relativa frekvenser i kapitel 7. Men man kan i en analys av relativa frekvenser inte med säkerhet avgöra hur olika symptom är internt korrelerade på individnivå. Mönsteranalysen av enkätsvaren visade att symptomen grupperades på individnivå.

Liknande resultat erhölls i en studie i USA (Nelson et al 1991) där en mönsteranalys (PCA) gjordes på enkätsvaren från 384 individer. Även i detta fall erhölls naturliga grupperingar av olika symptom. I en annan studie visade Burge (et al 1993) att tio SBS-symptom kunde reduceras till fem utan någon större förlust av information. Orsaken till detta var förmodligen att många symptom var internt korrelerade.

12 SLUTSATSER

Denna studie har i allt väsentligt varit inriktad på att undersöka om det fanns skillnader, med avseende på VOC, i inomhusluften mellan bostäder med och utan kaseinhaltigt flytspackel. Analyserna har inte kunnat identifiera någon enskild faktor (eg. TVOC, koncentrationen av enskilda ämnen eller naturliga kemiska grupper) som på ett konsistent sätt kunde associeras till de upplevda problemen. Det i många undersökningar använda TVOC-begreppet visade sig vara en dålig indikator på både flytspackelproblem och klagomål på luftkvalitetsaspekter (SBS). Den genomförda studien har emellertid visat att det i de undersökta inomhusmiljöerna kunde finnas mönsterskillnader, med avseende på VOC, mellan bostadsmiljöer som av de boende uppfattades som sjuka respektive sunda och därmed mellan bostäder med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel. De kritiska föroreningarna som kunde associeras till flytspackelmiljöer tenderade att vara aldehyder, alkoholer och ketoner. Men det fanns även indikationer på att vissa VOC-ämnen (icke kritiska ämnen) kunde associeras till inomhusmiljöer utan kaseinhaltigt spackel. Det gällde här främst de kemiska grupperna alkaner och aromater men även TVOC. Utredningen antydde att det inte primärt var koncentrationen av olika kritiska ämnena som hade betydelse utan kanske istället relationen eller konstellationen mellan olika VOC-komponenter. Den koncentrationsmässiga andelen kritiska ämnen av TVOC visade sig vara signifikant högre i gårdar med kaseinhaltigt flytspackel jämfört med övriga gårdar och andelen icke kritiska ämnen av TVOC var signifikant högre i gårdar utan kaseinhaltigt flytspackel.

Den första hypotesen (H1) har därmed delvis kunnat bekräftas. Men man kan inte med dessa resultat som grund dra slutsatsen att de erhållna faktorerna (eg. olika exponeringsmått) var kausalt kopplade till SBS. En slutsats är dock att VOC-begreppet troligen måste nyanseras mer. Detta kan innebära att nya ur sensorisk synvinkel mer relevanta exponeringsmått studeras.

Den andra hypotesen (H2) var att om mönsterskillnader kunde identifieras så skulle de kritiska ämnena kunna hänföras till golvkonstruktionen, (kaseinthaltigt flytspackel och PVC-matta). Utredningen har inte kunnat identifiera källan till aldehyderna med undantag av bensaldehyd och eventuellt dekanal och nonanal som verkade vara kopplade till kaseinhaltigt flytspackel och PVC-matta. Däremot alkoholerna (2-etylhexanol) kunde med stor sannolikhet hänföras till golvkonstruktionen men enbart där det fanns PVC-mattor. Mycket tyder på att byggfukt, hög alkalitet och eventuellt fuktpåverkat kaseinhaltigt flytspackel har medfört en kemisk nedbrytning av mjukgöraren i PVC-matta och lim. Detta har medfört avgivning av alkoholer (2-etylhexanol, butanol) både till inomhusluften och till underliggande flytspackel- och betonglager.

Den tredje hypotesen (H3) behandlade samband mellan olika tekniska variabler i inomhusmiljön. Hypotesen kunde bekräftas till vissa delar. Det fanns reslutat som visade på samband mellan ammoniakkoncentrationen under golvmattan (indikation på nedbrutet kaseinhaltigt flytspackel) och koncentrationen av 2-etylhexanol i inomhusluften men enbart där det fanns en PVC-matta som golvbeläggning. Koncentrationen av 2-etylhexanol under PVC-mattan var också betydligt högre där det fanns kaseinhaltigt flytspackel. Vidare fanns en positiv korrelation mellan temperaturen inomhus och koncentrationen av vissa enskilda aldehyder i inomhusluften, korrelationerna var emellertid inte starka. Slutligen verkade luftomsättningen inomhus påverka TVOC-koncentrationen inomhus där en högre ventilation (eg. luftomsättning) gav lägre VOC-koncentrationer. Några signifikanta samband mellan ventilationen och enskilda VOC-ämnen kunde inte konstateras. Det fanns däremot en positiv korrelation mellan ventilation och vissa kritiska exponeringsmått och en negativ korrelation mellan ventilation och vissa icke kritiska exponeringsmått.

Den sista hypotesen (H4) angående skillnader i symptommönster mellan boende i gårdar med, respektive utan, kaseinhaltigt flytspackel kunde delvis bekräftas. Hypotesen var att olika konstellationer av symptom skulle kunna kopplas till olika tekniska faktorer. Mönsteranalysen av enkätsvaren visade emellertid att de symptom som korrelerade internt var sådana som ingick i naturliga grupper såsom allmänsymptom, slemhinnesymptom och hudsymptom samt luftkvalitetsaspekter. Det visade sig också att allmänsymptomen var starkare kopplade till flytspackelproblem än övriga symptom. Vidare var klagomålen på luftkvalitetsaspekter även kopplade till en PVC-matta som fanns i sex av de undersökta gårdarna. Ett syfte med denna del av studien var att kunna nyansera enkätresultaten och därmed identifiera samband som inte kunde erhållas genom studier av relativa frekvenser och profilanalyser enligt kapitel 7. De erhållna resultaten kunde emellertid erhållas i de föregående studierna så i detta avseende bekräftades inte hypotesen.

Sammanfattningsvis har arbetet visat att flerfaktoriella analysmetoder i form av mönsteranalyser kan vara ett alternativt sätt att arbeta med sjuka-hus problem. En användning av sådana metoder kan innebära att stora datamaterial blir mer överskådliga vilket kan ge nya infallsvinklar på problemet. Detta arbetssätt kan eventuellt också vara fruktbart när det gäller arbetet med att utveckla mer relevanta exponeringsmått både för VOC men även andra fysiska faktorer i inomhusmiljön.

Litteratur

Abrahamson, M. (1991). Air pollution health effects and air quality objectives. Med. Journal, Australia 1991;154:716-717.

AFS. (1990). Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1990:14. Organiska lösningsmedel.

AFS. (1990). Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1990:13. Hygieniska gränsvärden.

Ahlström, R., Berglund, B., Berglund, U., Lindvall, T. (1986). Formaldehyde Odor and Its Interaction with the Air of a sick building. Environ. Int. 12:285-295.

Akimenko, V., V., Anderson, I., Lebowitz, M., D., Lindvall. T. (1984). The sick building syndrome. Reports of the meeting of a sub-group of the WHO Working Group on Indoor Air Research. Stockholm, 27-31 August 1984, pp. 373-376.

Albertsson, A., C., Bánhidi, Z., G. (1983). Kemiska och bakteriologiska undersökningar i samband med golvproblem och flytspackel. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, Sweden.

Alderfer, R., Burr, G., A., Ward, E., M., Wallingford, K., M. (1993). Seasonal mood changes and building-related symptoms. Proceedings of Indoor Air '93. Vol 1. pp. 309-314.

Altman, G. (1991) Practical Statistics for Medical Research. Chapman & Hall 2-6 Boundary Row. London.

Allergiutredningen. (1989). Att förebygga allergi/överkänslighet. Betänkande av allergiutredningen. Socialdepartementet, SOU 1989:76. Stockholm.

Amdur, M., O. (1991). Air pollutants. Chapter 25 in Casarett and Doull's Toxicology. Pergamon Press, 1991, pp. 866-868.

American Thoracic Society. (1990). Environmental controls and lung disease. Am. Rev. Respir. Dis. 1990;142:915-939.

Andersen, I., Lundqvist, G., R., Jensen, P., L., Proctor, D., F. (1974). Human response to 78-hour exposure to dry air. Arch Environ Health 1974;29:319-324.

Andersen, I., Lundqvist, G., R., Mølhave, L. (1975). Indoor air pollution due to chipboard used as a construction material. Atmospheric Environment 9: 1121-1127.

Andersen, I., Proctor, D. (1982). The fate and effects of inhaled materials. The nose, upper airways physiology and the atmospheric environment. Elsevier biomedical. Amsterdam 1982.

Andersson, K., Fagerlund, I., Lofman, O., Erlandsson, B. (1991A). A follow-up questionnaire after restoring modern dwellings with SBS-problems. Proceedings of Indoor Air '90, Vol. 1. pp. 563-568.

Andersson. K., Norlén. U., Fagerlund. I., Högberg. H., Larsson. B. (1991B). Inomhusklimatet i 3000 svenska bostadshus. ELIB-rapport nr 3. Statens institut för byggnadsforskning.

Andersson, K., Fagerlund, I., Stridh, G., Larsson, B. (1993). The MM-Questionnaires. Department of Occupational and Environmental Medicine in Örebro, Sweden.

Andersson, K., Stridh, G. (1992). The use of standardized questionnaires in BRI/SBS surveys. Levy F, Maroni M (eds). Pilot study on Indoor Air Quality, NATO/CCMS, Oslo, Aug 1991.

Andersson, G., Jorner, U., Ågren, A. (1983) Regressions- och tidsserieanalys med och utan datorstöd. Studentlitteratur.

Andersson, B., Andersson, K., Sundgren, M., Sundell, J., Mattsson, K., O., Zingmark, P., A. (1990). Återföring av luftföroreningar i roterande värmeväxlare. Undersökningsrapport 1990:8, Arbetsmiljöinstitutet, Solna.

Andersson, B., Andersson, K., Sundell, J., Zingmark, P., A. (1993). Mass transfer of contaminents in rotary enthalpy Exchangers. Indoor Air 1993, 3:143-148.

AIRGLOSS. (1993). Air Infiltration Glossary. Technical note, No. 5. AIVC, 1981.

Armitage, P., Berry, G. (1991). Statistical methods in medical research, Second edition. Blackwell Scientific Publications.

ASHRAE. (1966). ASHRAE Standard ANSI/ASHRAE 55-1966, Thermal, environmental, conditions for human occupancy.

ASHRAE. (1981). ASHRAE Standards ANSI/ASHRAE 55-1981, Thermal environmental conditions for human occupancy.

Backe, J. V., Aas, K., Andersen, I., Knudsen, B. B., Lindvall, T., Nordman, H., Wahlberg, J. E. (1993 A). NKB-report on chemicals and hypersensitivity in the airways. II: Known and suspected initiators of asthma and potential harmful exposures. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 147-152.

Backe, J. V., Aas, K., Andersen, I., Knudsen, B., B., Lindvall, T., Nordman, H., Wahlberg, J., E. (1993 B). NKB-report on chemicals and hypersensitivity in the airways. I: Classification of chemicals. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 141-146.

Baird, J. C., Berglund, B., Berglund, U., Johansson, I., och Noma, E. (1988). Joint representation of physical locations and volatile organic compounds in indoor air fom a healthy and a sick building. Atmospheric Environment Vol. 22 No. 3. pp. 451-460. 1988.

Baird, J.C., Berglund, B., Berglund, U., Nicander-Bredberg, H., Noma, E. (1987). Distinguishing between healthy and sick preschool by chemical classification. Environmental international, Vol. 13, pp 167-174.

Bayer, C., W., Crow, S. (1993). Detection and characterization of microbially produced volatile organic compounds. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 2. pp. 33-38.

Becker, S., Devlin, R., Hortsman, D., Gerrity, T., Madden, M., Biscardi, F., Koren, H. (1993). Evidence for mild inflammation and change in alveolar macrophage function in humans exposed to 2 ppm NO_2. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 471-476.

Berglund, B., Johansson, I., Lindvall, T., Lundin, L. (1989). Air-quality and symptoms in a sick library building with a return-air ventilation system. In: Kulic, E., Todorovic, B., Novak, P. (eds) CLIMA 2000. Vol. III: Air Conditioning Components and Systems, pp. 13-18.

Berglund, B., Lindvall, T. (1986 A). Sensory reactions to sick building syndrome: Environment International, 12, 147-159.

Berglund, B., Berglund, U., Lindvall, T. (1986 B). Assessment of discomfort and irritation from the indoor air, Proc. ASHRAE Conference IAQ ´86, 20-23 april 1986, Atlanta, GA, pp. 138-149.

Berglund, B., Berglund, U., Lindvall, T. (1976). Psychological Processing of Odor Mixtures. Psychol. Rev. 83:432-441.

Berglund, B. (1990A). The Role of sensory Reactions as Guides for Nonindustriel Indoor Air Quality. D. M. Weekes & R.B. Gammage (Eds.), The Practitioner´s Approach to Indoor Air Quality Investigations. Akron, Ohio: American Industriel Hygiene Association, pp. 113-130.

Berglund, B., Lindvall, T., Lundin, L. (1990B). A longitudinell study of perceived air quality and comfort in a sick library building. Proceedings of Indoor Air ´90, Vol. 1. pp. 651-655.

Berglund, B., Berglund, U., Lindvall, T., Nicander-Bredberg, H. (1982). Olfactory and chemical characterization of indoor air. Towards a psychophysical model for air quality. Environmental International, Vol. 8, pp. 327-332.

Berglund, B. (1988). Pattern analysis and psychochemistry of air. The use of QSAR for chemical screening - Limitations and Possibilities. Stockholm: National Chemical Inspectorate (KEMI report No. 8), pp 31-51.

Berglund, B. (1992 A). Sensory effects for indoor air quality control.Chemical and environmental science. Vol. 4. pp. 141-154. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS.

Berglund, B., Lindvall, T. (1992 B). Questionnaires in exposure and effect assessment in the field. Chemical and environmental science. Vol. 4. pp. 263-273. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS.

Berglund, B., Johansson, I., Lindvall, T. (1993A). Variability in VOC-concentrations over time in a large building and their relationship with some characteristics of the indoor environment. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 2. pp. 21-26.

Berglund, B., Esfandabad, H., S. (1993B). A bisensory testing procedure suitable for odorous irritants and emissions from building materials. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 1. pp. 107-112.

Berry, M., A. (1989). Pilot study on indoor air quality. CCMS Report No 183 (NATO/ CCMS): 5-26.

Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E. (1983). Kemiska hälsorisker. Toxikologi i kemiskt perspektiv. Liber Hermods, Stockholm.

Björkstén, B. (1992). Indoor pollution and allegic sensitization. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp.181-200.

Boman. C., A., Kronvall, J. (1993). Ventilation rates in the housing stock. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 5. pp. 3-8.

Boring, E., G. (1929). A History of Experimental Psychology. New York: Appleton-Century-Crofts.

Bornehag, C-G. (1991). Inomhusmiljön i Dalen. Tekniska mätningar i 90 lägenheter i Enskededalen, Stockholm. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R48:1991.

Bornehag, C-G., Karpe, J. (1993). Utvärdering av två metoder för åtgärder av flytspackelproblem. Statens provningsanstalt, Rapport 1993:12.

Bornehag, C-G. (1994). Betongkvalitetens inverkan på uttorkningstiden för nygjuten betong. En fältstudie av olika betongkvaliteters uttorkningsförlopp. SP-rapport. Under tryckning.

Box, E., P., G., Hunter, G., W., Hunter, J., S. (1978). Statistics for experimenters. An introduction to design, datanalysis and model building.

Bremer, J., Witte, E., Schneider, D. (1993). Measurements and characterisation of emissions from PVC materials for indoor use. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 2. pp. 419-424.

Brown, S., K. (1993). Progress towards an Australian indoor air quality goal for volatile organic compounds. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 2. pp. 39-43.

Brown, S., K. (1992). Progress towards national indoor air quality goals for volatile organic compounds. Report to the air quality panel of the national health and medical research council. Unit of Occupational and Environmental Health, Department of Social and Preventive Medicine, Monash University, Australia.

Brunekreff, B., Dockerey, D., W., Speizer, F., E., Ware, J., H., spengler, J., D., Ferris, B., G. (1989). Home dampness and respiratory morbidity in children. American Review of Respiratory Disease 140:1363-1367.

Burge, S., Hedge, A., Wilson, S., Bass, J., H., Robertson, A. (1987). Sick building syndrome: A study of 4373 office workers. Ann. occup. Hyg. 1987;31:493-504.

Burge, S., Robertson, A., S., Hedge, A. (1990). Validation of self-administered questionnaire in the diagnosis of sick building syndrome. Proceedings of Indoor Air Quality and Climate. Vol. 1, 1990, pp. 575-580.

Burge, S., Robertson, A., Hedge, A. (1993). The development of a questionnaire suitable for the surveillance of office buildings to assess the building symptom index a measure of the sick building syndrome. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 1. pp. 731-736.

Cain, W. S. (1989). Perceptual Characteristics of Nasal Irritation. Report/NIH grant NS 21644 from John B. Pierce Foundation Laboratory and Yale university.

Cain, W., S., Lindvall, T. (1993). W3. New Criteria for Ventilation: Sensory Effects. Workshop summaries of Indoor Air ´93, pp. 5-6.

Cain, W. S. (1986). Irritation and odor from formaldehyde: chamber studies. American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, pp. 126-137.

Cavies, T., D., Ramer, B., Kaspyzok, G., Delany, A., C. (1984). Indoor/outdoor ozone concentrations at a contemporary Art Gallery. JAPCA 31:135-137.

Chatfield, C., Collins, A.J. (1980). Introduktion to multivariate analysis. Science Paperbacks. School of mathematics, Bath University, Chapman and Hall.

Cohen, M., A., Ryan, B., P., Yanigisawa, Y., Spengler, J., D., Özkaynak, H., Epstein, P., S. (1989). Indoor/outdoor measurements of volatile organic compounds in the Kanawha Valley of West Virginia, JAPCA 39, 1086-1093.

Colligan, J., Pennebaker, J., Murphy, L. (1982). Mass Psychogenic Illness. A Social Psychological Analysis. Hillsdale, N. J.: Erlbaum.

Cometto-Muniz, J. E., Cain, W. S. (1993). Nasal irritation and odor from homologous series of chemicals. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 561-566.

Crump, D., R., Madany, I., M. (1993). Daily variations of volatile organic compounds concentrations in residential indoor air. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 2. pp. 15-20.

Dagnelie, P. (1977). A flow chart of multivariate statistical methods. Recent developments in statistics. J. R. Barra et al editors. North-Holland Publishing Company.

Dales, R., E., Burnett, R., Zwaneburg, H. (1991). Adverse health effects in adults exposed to home dampness and molds. American Review of Respiratory disease 143:505-509.

Dawidowicz, N., Lindvall, T., Sundell, J. (1987). Det sunda huset. Rapport från ett Nordiskt seminarium, mars 1987.

De Bortoli, M., Colombo, A. (1992). Characterization of organic emissions from indoor sources. Chemical and environmental science. Vol. 4. pp.49-58. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS.

Donnini, G., Nguyen, H., Haghighat, f. (1990). Ventilation control and building dynamics by CO_2 measurement. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 4. pp. 257-262.

Edling, C. (1991). Organiska lösningsmedel. I Rylander (et al 1991). Miljömedicin. Almqvist & Wiksell.

Ekberg, L. E. (1993) Volatile organic compounds in office buildings. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 2. pp. 3-8.

Ekstrand-Tobin. A. (1993). Samband mellan astma och inomhusmiljö. Undersökning i 60 unga astmatikers bostäder. Statens råd för byggnadsforskning, R 35:1993.

Endrullat, K., Axelrad, R., Teichman, K. W2. Criteria for codes and standards of residential ventilation. Workshop summaries of Indoor Air '93, pp. 3-4.

Engvall, K., Norrby, C. (1992). Upplevt inomhusklimat i Stockholms bostadsbestånd. USK, Stockholm.

Environment Health Perspectives. (1986) Vol. 65.

Ericsson, H., Hellström, B. (1984). Skador i golv på underlag av flytspacklad betong under tiden 1977-1983. Statens råd för byggnadsforskning, R193:1984.

Eriksson, N., Höög, J. (1993). The office illness project in northern Sweden. The significanse of psychosocial factors for the prevalence of the "sick building syndrome". A case referent study. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 333-337.

Essunger, G., Hellström, B. (1985) Åtgärder mot skador i golv på flytspacklad betong. Statens råd för byggnadsforskning, R148:1985.

Evans, G., W., Carrere, S. Johansson, G. (1989). A Multivariate Perspective on Environmental Stress. Arch of Complex Environmental Studies. 8:1-5.

Falk, J., Juto, J., E., Stridh, G. (1993). Dose-response study of formaldehyde on nasal mucosa swelling. A study on residents with nasal distress at home. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 585-590.

Fanger, P., O. (1992). Sensory characterization of air quality and pollution sources. Chemical and environmental science. Vol. 4. pp. 59-68. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS.

Fanger, P., O. (1988). Introduction of the olf and the decipol Units to quantify Air Pollution Perceived by humans Indoors and outdoors. Energy & Buildings 12(1), 1-6.

Fanger, P., O. (1988). Hidden olfs in sick buildings. Investigators examine hidden pollution sources in 15 Copenhagen office buildings. ASHRAE JOURNAL, november 1988.

Fanger. P., O. (1987). A solution to the sick building mystery. Proceedings of Indoor Air '87. Vol. 4. pp. 49-56.

Farant. J., P., Bédard. S., Tamblyn. R., T., Menzies. R., I., Tamblyn. R., M., Hanley. J., Spitzer. W., O. (1990). Effect of changes in the operation of a building's ventilation systems on environmental conditions at individual workstations in an office complex. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 1. pp. 581-586.

Fazzalari, F. A. (1978). Compilation of Odor and Taste Treshold Valus Data. Philadelphia: American Society for Testing and Materials.

Federal office environment, forests and landscape (FOEFL). (1989). Ozone in Switzerland; FOEFL; CH-Bern.

Finnegan, M., J., Pickering, C., A., C., Gill, F., S., Burge, P., S. (1984). The sick building syndrome: prevalence studies. British Medical Journal 289, pp. 1573-1575.

Finnegan. M., J., Pickering. C., A., C. (1986). Building related illnes. Clin Allergy 1986;16:389-405.

Finnegan. M., J., Pickering C., A., C. (1987). Prevalence of symptoms of the sick building syndrome in buildings without expressed dissatisfaction. Proceedings of Indoor Air '87. Vol. 2. pp. 542-546.

Fisk, W., J., Mendell. M., J., Daisey. J., M., Faulkner. D., Hodgson. A., T., Macher. J., M. (1993). The California healthy building study, phase 1: A summary. Proceedings of Indoor Air '93, Vol. 1. pp. 279-284.

Flannigan, B., McCabe, E., McGarry, F. (1991). Allergenic and toxigenic micro-organisms in houses. J Appl Bacteriol 1991;70:61-73.

Flannigan, B. (1992). Indoor microbiological pollutants - sources, species, characterisation and evaluation. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS.

Flannigan, B., McCabe, E., M., Jupe, S., V., Jeffrey, I., G. (1993). Mycological and acaralogical investigation of complaint and non-complaint houses in Scotland. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 4. pp. 143-148.

Folinsbee, L. (1992). Does nitrogen dioxide exposure increase airways responsiveness? Toxicol Ind Health 1992;8:273-283.

Frank, C. (1986). Eye symptoms and sign in buildings with indoor climate problems ("Office eye syndrome"). Acta ophtalmol (Kbh) 64:306-311.

Frank, C., Skov, P. (1989). Eye symptoms and signs in buildings with indoor climate problems ("Office eye syndrome"). Acta ophtalmol (Kbh) 67:61-68.

Gemert, L. J., Nettenbreijer, A. H. (1977). Compilation of Odour Treshold Values in Air and Water. Report RID 3-79.

Gillner, M. (1987). Formaldehyd - en faroanalys. Kemikalieinspektionen, Sverige.

Graham, D., Henderson, F., House, D. (1988). Neutrophis influx measured in nasal lavages of humans exposed to ozone. Arch. Env. Health 43:228-233.

Gustafsson, H. (1990). Kemisk emission från byggnadsmaterial - beskrivning av skadefall, mätteknik och åtgärder. SP RAPPORT 1990:25. Statens provningsanstalt, Borås.

Hanssen. S., O. (1993). Increased ventilation reduces general symptoms but not sensory reactions. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 5. pp. 33-38.

Harrison, J., Pickering, C., A., C., Faragher, E., B., Austwick, P., K., C. (1990). An investigation of the relationship between microbial and particulate indoor air pollution and the Sick Building Syndrome. Proceedings of Indoor Air ´90. Vol. 1, pp. 149-154.

Hedge. A., Wilson. S., Burge. P., S., Robertson. S., Harris-Bass. J. (1987). Indoor Climate and employee health in offices. Proceedings of Indoor Air ´87. Vol. 2. pp. 492-496.

Hedge, A., Burge, P., S., Robertson, A., S., Wilson, S., Harris-Bass, J. (1989). Work-related illness in offices: A proposed model of the "Sick Building Syndrome". Environment International 1989, 15:143-158.

Hedge, A., Erickson, W., A., Rubin, G. (1993). Effects of man-made mineral fibers in settled dust on sick building syndrome in air-conditioned office. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 1. pp. 291-296.

Hodgson, M.J., och Collopy, P. (1989). Symptoms and the Micro-Environmental in the Sick Building Syndrome: A Pilot Study. The human equation: health and comfort. Proceedings IAQ ´89:8-16.

Hodgson, M.J., Frohliger, E., Permar, E., Tidwell, C., Traven, N., D., Olenchock, S., A., Karpf, M. (1991) Symptoms and Microenvironmental Measures in Nonproblem Buildings. Journal of Occupational Medicine 33; Vol 4. pp. 527-533.

Hodgson. M., J., Muldoon. S., Collopy. P., Oleson. B. (1992). Sick Building Syndrome symptoms, work stress, and environmental measures. Environments for People: Proceedings of the ASHRAE IAQ '92, 1992;33-42.

Holt, P., McMenamin, C., Nelson, D. (1990). Primary sensitization to inhalant allergens during infancy. Pediatr Allergy Immunol 1990;1:3-13.

Horvath, E., Anderson, H., Piece, W., Hanarahan, L., Wendlick, J. (1988). Effects of formaldehyde on mucous membranes and lungs: A study of an industrial population. JAMA 1988;259:701-707.

Hudnell, K. (1990). Odour and irritation effects of volatile organic compound mixture. Indoor air 1990. Vol. 1, pp 263-268.

Hudnell, H., K., Otto, D., A., House, D., E., Mølhave, L. (1992). Exposure to humans to a volatile organic mixture. II. Sensory. Arch Environ Health. 1992;47:31-38.

Hudnell, K., Otto, D., A., House, D., E. (1993). Time course of odor and irritation effects in humans exposed to a mixture of 22 volatile organic compounds. Proceedings of Indoor Air '93. Vol 1. pp. 567-572.

Hult, M., Persson, R. (1991). Allergikeranpassade bostäder. Generellt planeringsunderlag. Statens råd för byggnadsforskning. BFR R1:1991.

Hus och hälsa. (1990). Statens råd för byggnadsforskning (BFR), rapport T4:1990, Sverige.

Hus Ama (1983).

ISO (International Standard Organization), (1984). Moderate thermal environments. Determination of the PMV and PPD indices and specifikation of the conditions for thermal comfort. ISO 7730.

Jaakkola, J., J., K., Heinonen, O., P., Seppänen, O. (1989). Sick building syndrome, sensation of dryness and thermal comfort in relation to room temperature in an office building: Need for individual control of temperature. Environ. Int. 15: 163-168.

Jaakkola, J., J., K., Miettinen, O., S., Komulainen, K., Tournaala, P., Seppänen, O. (1990). The effect of air recirculation on symptoms and environmental complaints in office workers. A double-blind four period cross-over study. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 1. pp. 281-286.

Jaakkola, J., J., K., Heinonen. O., P., Seppänen. O. (1991). Mechanical ventilation in office buildings and the sick building syndrome. An experimental and epidemiological study. Indoor Air 1991;1:111-121.

Jaakkola, J., J., K., Heinonen. O., P., Seppänen. O. (1987). Mechanical ventilation in an office building and sick building syndrome. A short-term trial. Proceedings of Indoor Air '87. Vol. 2. pp. 454-458.

Jaakkola, J., J., K., Miettinen, P., Toumaala, P., Seppänen, O. (1993). The Helsinki office environment study: The type of ventilation system and the "Sick Building Syndrome". Proceedings of Indoor Air '93, Vol 1. pp. 285-290.

Jensen, B., Wolkoff, P., Wilkins, C., K., Clausen, P., A. (1993A). Characterisation of linoleum. Part I. Measurement of volatile organic compounds by use of the Field and Laboratory Emission Cell, "FLEC". Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 2. pp.443-448.

Jensen, B., Wolkoff, P., Wilkins, C. K. (1993B). Characterization of linoleum. Part II. Preliminary odour evaluation. Proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Vol. 2. pp. 449-454.

Johnson, C., R., Albrechtsen, O., Nielsen, P., A., Nielsen, G., D., Hansen, L., F., Wolkoff, P., Frank, C. (1990). Controlled Human Reacting to Building Materials in Climate Chambers - Part I Performance and Comfort. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 1. pp. 269-274.

Johansson, I. (1978). Determination of organic compounds in indoor air with potential reference to air quality. Atmospheric Environment 12, 1371-1377.

Juto, J., E. (1985). Rhinostereometry. Thesis, Karolinska Inst. Stockholm, Sweden.

Juto, J., E., Ohm, M. (1992). Do the nasal mucosal reactive change after removal from SBS domestic area to areas without SBS problems? Statens råd för byggnadsforskning.

Järvholm, B. 1993. Is it Time to Change the Terminologi of Sick Building Syndrome. Indoor Environ 1993;2:186-188.

Karlsson, S., Albertsson, A., S. (1990). The biodegradation of a biopolymeric additive in building materials. Materials and Structure, 1990;23:352-357.

Kirchner, S., Karpe, P., Cochet, C. (1993). Characterization of volatile organic compounds emission from floor coverings. Proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Vol. 2. pp. 455-460.

Kjærgaard, S., Mølhave, L., Pedersen, O., F. (1989). Human exposure to indoor air pollutants: n-decane. Environmental International 15.

Kjærgaard, S. (1989). Øjenirritation og luftforurening i indemiljøet. Aarhus universitet.

Kjærgaard, S., K. (1990). Eye irritation and indoor air pollution. Ph. D. Thesis. Inst. for Miljø- og Arbejdsmedicin, Aarhus University. Aarhus, Denmark.

Kjærgaard, S., Mølhave, L., Pedersen, O., F. (1991). Human reactions to a mixture of indoor air volatile organic compounds. Atmos. Env. 25A:1417-1426.

Kjærgaard, S. (1992). Assessment methods and causes of eye irritations in humans in indoor environment. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol 4. pp.115-127.

Kjærgaard, S., Berglund, B., Lundin, L. (1993A). Objective eye effects and their relation to sensory irritation in a "sick building". Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 117-122.

Kjærgaard, S., Brandt, J. (1993B). Objective human conjunctival reactions to dust exposure, VDT-work and temperature in sick buildings. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 41-46.

Koren, H., S., Hatch, G., E., Graham, D., E. (1990). Nasal lavage as a tool in assessing inflammation in response to inhaled pollutants. Toxicology 60:15-25.

Koren, H., S., Devlin, R., B. (1991). Human upper respiratory tract responses to inhaled pollutants with emphasis on nasal lavage. Annals New York Academy of Sciences. pp. 215-224.

Kroeling. P. (1988). Health and well-being disorders in air-conditioned buildings; comparative investigations of the "Building Illness" syndrome. Energy and Buildings 1988;11:277-282.

Kukkonen, E., Skåret, E., Sundell, J., Valbjørn, O. (1993). Indoor climate problems. Investigation and remedial measures. Nordic Ventilation Group. Nordtest report 204. Espoo.

Landis, J., R., Koch, C., G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics 1977;33:159-174.

Last, J. M. (1983). (Ed) A Dictionary of Epidemiology. Oxford: Oxford University Press.

Lindvall, T. (1992). The sick building syndrome-Overview and Frontiers. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 1-14.

Lippman, M. (1989). Health effects of ozone - a critical review. Journal of the Air Pollution Association (JAPCA) 39:672-695.

Loewenstein. J., C., Creuzevault. D., Cluzel. D., Cohas. M., Fauconnier. R. (1993). A nationwide survey on health-related problems in dwellings. Proceednings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 803-808.

Lundin, L. (1991). On Building - Related Causes of the Sick Building Syndrome. Almqvist & Wiksell Internationell, Stockholm, Sweden.

Lundin, L. (1993). Symptom pattern and air quality in a sick library. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 127-132.

Lundholm, M., Laurell, G. (1984). Mikroorganismers betydelse vid uppkomsten av skador i byggnader med flytspackel. Sammanfattande rapport 1984. I; Ericsson et al (1984).

Lundholm, M., Lavrell, G., Mathiasson, L. (1990). Self-Leveling Mortar as a Possible Cause of Symptoms Associated with "Sick Bulding Syndrome". Archives of Environmental Health, Vol. 45 (No. 3).

Lustenberger, J., Monn, C., Wanner, H., U. (1990). Measurements of Ozone Indoor and Outdoor Concentrations with Passive Sampling devices. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 2. pp. 555-560.

Malmberg. P. (1991). Nordiska Expertgruppen för Gränsvärdesdokumentation.99 Mikroorganismer. Arbete och Hälsa 1991:44, Arbetsmiljöinstitutet, Solna.

Marbury, M. C., Woods, J. E, J. (1991). Building-related illness. In: Samet JM, Spengler JD, eds. Indoor air pollutions: a health perspective. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 1991:306-322.

Mathews, K., P. (1989). Inhalant insect-derived allergens. Immunology and Allergy Clinics of North America 9:321-328.
McIlton, C., E., Reynolds, S., J., Streifel, A., J., Pearson, R., L. (1990). Bacteria and indoor odor problems: Three case studies. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 1990;51:545-549.

Mendell. M., J. (1992). Health effects in office workers associated with ventilation systems: evidence from the first U.S. study. Dissertations Abstracts International 1992;53 no. 5B.

Mendell M., J. (1993). Optimizing research on office worker symptoms: recommendations from a critical review of the literature. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 713-718.

Menzies. R., Tamblyn. R., Farant. J., P. (1991). The effect of varying levels of outdoor ventilation on symptoms of sick building syndrome. Proceedings of Healthy Buildings, ASHRAE IAQ '91. 1991. pp. 90-96.

Miller, J., D., LaFlamme, A., M., Sobol, Y., Lafontaine, P., Greenhalgh, R. (1988). Fungi and fungal products in some Canadian homes. Int. Biodeterioration 1988;24:103-120.

Montgomery, D.C. (1991). Design and analysis of experiments. Arizona State University. John Wiley & Sons.

Moore. R. (1993). Home temperatures, damp and mould growth: Results of the English house condition survey. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 6. pp. 79-84.

Mountcastle, V., B. (1975). The view from within: Pathways to the study of perception. Johns Hopkins Medical Journal 136:109-131.

Mølhave, L. (1992) Human reactions to controlled exposures to VOC's and the "Total-VOC" concept. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 247-262.

Mølhave, L., Kjærgaard, S., Pedersen, O. F. (1990). Changes in human sensory reactions, eye physiology, and performance when exposed to a mixture of 22 volatile organic compounds. Proceednings of Indoor Air '90, Toronto, Canada. Vol. 1. pp 319-324.

Mølhave, L. (1986). Indoor Air Quality in relation to Sensory Irritation due to Volatile Organic Compounds; Paper 2954, ASHRAE Transactions, 92(1).

Mølhave, L. (1990). Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health. In (Edit) D. Walkinshaw. Proceedings of Indoor Air '90, Toronto, Canada, Vol. 5. pp. 15-23.

Mølhave, L., Bach, B., Pedersen, O. F. (1986). Human Reactions to low Concentrations of Volatile Organic Compounds. Environment International 12:167-175.

Mølhave, L., Grønkjær, J., Larsen, S. (1991). Subjective Reactions to low Concentrations of Volatile Organic compounds as Air Pollutants. Report 1987 from Inst. Occup. & Environm. Med., University of Aarhus, Denmark. Atmospheric Environment. 25A:1283-1293.

Mølhave, L., Kjærgaard, S., K., Pedersen, O., F., Jørgensen, A., H., Pedersen, T. (1993). Human response to different mistures of volatile organic compounds. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 1. pp. 555-560.

Nagda. N., L., Koontz. A., R., J. (1991). Effect of ventilation rate in a healthy building. IAQ 91. Healthy buildings. ASHRAE, 1991. pp. 101-107.

National Research Council. (1981). Formaldehyde and other aldehydes. National Academy Press, Washington, D. C.

Nelson, C. J., Clayton, C. A., Wallace, C. A., Highsmith; V. R., Kollander, M., Bascom, R., Leaderer, B. P. (1991). EPA´s Indoor air quality and work environment survey: Relationships of employees´ self reported symptoms with direct indoor air quality measurements. IAQ 91. Healthy buildings, Atlanta, ASHRAE, pp. 22-32.

Nevander, L. E., Elmarsson, B. (1981). Fukthandboken

Nevalainen; A. (1993). Microbial contamination of buildings. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 4. pp. 22-32.

Nevalainen, A., Kotimaa, M., Pasanen, A., L., Pellikka, M., Reponen, T., Kalliokoski, P. (1990). Mesophilic actinomycetes - the real indoor air problem. Proceedings of Indoor Air ´90. Vol. 1. pp. 203-206.

Nielsen, G. D., Hansen, L. F., Alarie, Y. (1992). Irritation in the upper airways. Mechanism and structure-activity relationships. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 99-114.

Nielsen, P. A. (1990). Controlled human reactions to building materials in climatic chambers. Part II; VOC measurements, mice biossay, and decipol evaluation. Proceedings of Indoor Air ´90, Vol. 1, pp 331-336.

Nielsen, G., d., Bakbo, J., C. (1985). sensory Irritating Effects of Allyl Halides and a Role for Hydrogen Bonding as a likely Feature at the Receptor Site. Acta Pharmacol et Toxicol. 57:106-116.

Nielsen, G., D., Vinggaard, A., M. (1988). Sensory Irritation and Pulmonary Irritation of C3-C7 n-alkylamines; Mechanisms of Receptor Activation. Pharmacology and Toxicology. 63:293-304.

Nilsson, L., O. (1983). Utformning av fuktskydd vid golv på mark. Statens råd för byggnadsforskning. R90:1983.

Nilsson, L., O. (1984). Utdrag sid 16-45 från; Fuktgruppen informerar 1984:1. Lund. I; Essunger et al (1985).

NIOSH. (1991). Indoor air quality and work environment study: Library of congress, Madison Building, Washington, D. C., Vol. III, Association between Health and Comfort Concerns and Environmental Conditions. NIOSH, report No. HETA 88-364-2104.

Noma, E., Berglund, B., Berglund, U., Johansson, I., Baird, J., C. (1988). Joint representation of physical locations and volatile organic compounds in indoor air from a healthy and a sick building. Atmospheric Environment, Vol. 22. No. 3. pp. 451-460.

Norbäck, D. (1990). Environmental exposures and personal factors related to sick building syndrome. Uppsala universitet 1990.

Norbäck, D., Björnsson, E., Widström, J., Ström, G., Edling, C., Palmgren, U., Jansson, C., Boman, G. (1993A). Asthma and the home environment. ASHRAE Transactions 1993.

Norbäck; D., Edling, C., Weislander, G., Ramadhan, S. (1993B). Exposure to volatile organic compounds (VOC) in the general Swedish population and its relation to perceived air quality and sick building syndrome (SBS), Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 573-578.

Norn, M. (1979). Semiquantitative interference study of fatty layer of precorneal film. Acta Ophthalmologica 57:766-774.

Norn, M. (1983). The external eye. Methods of examination. Scriptor, Copenhagen.

Norn, M. (1969). Desication of the pre-corneal film. I. Corneal Wetting-Time. Acta ophtalmol 47, 865-880.

Nordström, L. (1938). Lort-Sverige. KFs förlag.

Nordic Committee on Building Regulations NKB (1991). NKB publications No 61 E.

Ohm, M., Juto, J., E., Andersson, K. (1992). Nasal hyperreactivity and sick building syndrome. Proceedings of IAQ '92. Environment for people Am. Soc. of Heating, Refridgerating and Air-Condition Engineers, Atlanta.

Otto, D., Hudnell, K., House, D. Prah, J. (1993). Neurobehavioral and subjective reactions of young men and women to a complex mixture of volatile organic compounds. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 59-64.

Pellizzari, E., D., Hartwell, T., D., Perritt, R., L., Sparacino, C., M., Sheldon, L., S., Breen, J., J., Wallace, L. (1986). Comparison of indoor and outdoor residential levels of volatile organic chemicals in five U.S. geographical areas, Environ. Intern. 12, 619-623.

Peterson, O. (1992). Något om flyktiga ämnen i samband med betong. Avd byggnadsmaterial, Lund Tekniska Högskola, Report TVMB - 7016.

Popper, K., R., Eccles, J., C. (1981). The self and its brain. An Argument for Interactism. Springler International.

Prah, J., D., Hazucha, M., Horstman, D., Garlington, R., Case, M., Ashley, D., Tepper, J. (1993). Pulmonary, respiratory, and irritant effects of exposure to a mixture of VOCs at three concentrations in young men. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 607-612.

Preller, L., Zweers, T., Brunekreff, B., Boleij, J., S., M. (1990). Sick leave due to work-related health complaints among office workers in the Netherlands. Proceedings of Indoor '90. Vol. 1. pp. 227-230.

Quackenboss, J., J., Lebowitz, M., D., Michaud, J., P., Bronniman, D. (1989). Formaldhyde exposure and acute health effects study. Environment International;15:169-176.

Reinikainen, L., M., Jaakkola, J., J., K., Heinonen, O., P. (1988). The effect of air humidification on different symptoms in an office building. An epidemiological study. Healthy Buildings ´88. Vol. 3. pp. 207-215.

Reinikainen, L., M., Jaakkola, J., J., K., Heinonen, O., P. (1991). The effect of air humidification on different symptoms in office workers: An epidemiologic study. Environ. Int. 17:243-250.

Reinikainen, L., M., Jaakkola, J., J., K., Seppänen, O. (1992). The effect of air humidification on symptoms and perception of indoor air quality in office workers: a six-period cross-over trial. Arch Environ Health 1992;47:8-15.

Reinikainen, L., M., Jaakkola, J., J., K. (1993). The effect of room temperature on symptoms and perceived indoor air quality in office workers. A six week longitudinell study. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 1. pp. 47-52.

Rivers, J., C., Pleil, J., D., Wiener, R., W. (1992). Detection and characterization of volatile organic compounds produced by indoor air bacteria. J. Exp. Analysis and Env. Epi. 1992;1:177-188.

Robertson, A., S. (1989). Building sickness - are symptoms related of office lighting? Ann. Occup. Hyg. 1989;33:47-59.

Robertson, A., S., Burge, P., S., Hedge, A., Sims, J., Gill, F., S., Finnegan, M., Pickering, C., A., C., Dalton, G. (1985). Comparison of health problems related to work and environmental measurements in two office buildings with different ventilation systems. British Medical Journal, 291, 373-376.

Ross, D. (1969). Human perception. John Wiley & Sons, Australia Ltd.

Rosell, L. (1990). High levels of a semi-VOC in indoor air due to emission from vinyl flooring. Proceedings of Indoor Air ´90. Vol. 3. pp. 707-712.

Rothweiler, H., Wäger, P. A., Schlatter, C. (1993 A). Increased VOC concentrations in new and recently renovated buildings and their impact on the habitants. Proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Vol. 2. pp. 153-158.

Rothweiler, H., Mengon, W., Meier, G., Forss, A. M., Schlatter, C. (1993 B). Emissions of degradation products of building materials in the indoor environment - Case studies. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 2. pp. 465-470.

Ruotsalainen. R., Rönnberg. R., Majanen. A., Seppänen. O., Jaakkola. J. (1990). Symptoms and environmental complaints in occupants of houses and apartments with different ventilation systems. Proceedings of Indoor Air ´90. Vol. 1. pp. 525-530.

Rylander, R., Friberg, L., Skerfving, S. (1991). Miljömedicin. Almqvist & Wiksell.

Rycroft, R., J., G., Smith, W., D., L. (1980). Low humidity occupational dermatoses. Contact Dermatitis 1980;6:488-492.

SOSFS. (1989). Socialstyrelsens allmänna råd om åtgärder mot formaldehyd i byggnader. Socialstyrelsens författningssamling, SOSFS 1989:13.

Sabersky, R., H., Sinema, D., D., Shair, F., H. (1973). Concentrations, decay rates and removal of ozone and their relation to extablishing clean indoor air. Environ. Sci. Technol. 7:347-351.

Samet, J. M. (1993). Indoor air pollution: A public health perspective. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 3-12.

Samuelson, I. (1991). Sjuka hus blir friska? Utvärdering av åtgärdsarbetet i kv Dalen, Enskede. Statens råd för byggnadsforskning. BFR R6:1991.

Samuelson, I. (1988). Moisture in buildings. Healthy buildings '88: State of the art Reviews, Vol. 1. pp. 55-59).

Samuelson, A., Bornehag, C-G. (1993). Ammoniak och aminer i inomhusluft vid flytspackel-problem. Statens provningsanstalt, Rapport 1993.13.

Sandberg, M., Skåret, E., Mathisen. (1988). Luftutbyteseffektivitet och ventilationseffektivitet, Nordiska ventilationsgruppen. SIB-publikation. Hørsholm.

Sandberg, M. (1984). Distribution of Ventilation Air and Contaminants in Ventilated Rooms - Theory and Measurements. Tekniska Meddelanden n:o 279-280, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Sega, K., Kalinic, N. (1993). Sick Building Syndrome - An objective or subjective category. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 387-392.

Shah, J., J., Singh, H., B. (1988). Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air, Environ. Sci. Technol. 22, 1381-1388.

Siefert, B. (1992). Organic indoor pollutants-sources, species, and concentrations. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 25-36.

Siefert, B. (1990). Regulating indoor air. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 5. pp 35-49.

Skov, P., Valbjørn, O., Gyntelberg, F. (1989). Rådhusundersøgelsen. Indeklima i kontorer. Arbetsmiljøfondet, Copenhagen.

Skov, P., Valbjørn, O., Pedersen, B. (1990A). Influence of indoor climate on the sick building syndrome in an office environment. Scand J Work Environ Health 1990;16:363-71.

Skov. P., Valbjørn. O. (1990B). Danish Indoor Climate Study Group. The Danish Town Hall Study - a one year follow-up. Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 1. pp. 787-791.

Stenberg, B. (1992). Indoor environment and the skin. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 129-140.

Stenberg, B., Hansson Mild, K. Sandström, M., Sundell, J., Wall, S. (1993). A prevalence study on Sick Building Syndrome (SBS) and facial skin symptoms in office workers. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 3. pp. 71-81.

Stockholms miljö- och hälsoskyddskontor. (1990). Personlig kommunikation, 1993.

Stridh, G., Fredriksson, R., Jansson, L., Robertson, S., Viklund, L. (1993). Levels of volatile organic compounds (VOC) and formaldehyde in the Swedish housing stock. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 2. pp. 159-163.

Ström. G., Palmgren, U., Hellström, B., Kumlin, A. (1990). The sick building syndrome. An effect of microbial growth in building constructions? Proceedings of Indoor Air '90. Vol. 1. pp. 173-178.

Sundell, J., Andersson, B., Andersson, K., Lindvall, T. (1993A). Volatile Organic Compounds in Ventilating Air in Buildings at Different Sampling Points in the Building and their Relationship with the Prevalence of Occupant Symptoms. Indoor Air '93. Vol. 3. No. 2. pp. 82-93.

Sundell, J., Lindvall, T. (1993B). Indoor Air Humidity and the Sensation of Dryness as Risk indicators of SBS. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1, pp. 405-410.

Sundell, J., Andersson, B., Andersson, K., Lindvall, T. (1993C). TVOC and formaldehyde, as risk indicators of SBS. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 579-584.

Sundell. J., Lindvall. T., Stenberg. B. (1992). Inomhusmiljö och hälsa bland kontorsarbetare i Västerbotten. Inomhusklimat, buggnader och rum. Del 2. Fall-referentstudier av Sjuka hus syndromet (SBS) och hudbesvär bland bildskärmsarbetare. Undersökningsrapport 1992:19, Arbetsmiljöinstitutet.

Sundell, J., Lindvall, T., Stenberg, B. (1991). The importance of building and room factors for SBS and facial skin symptoms in office workers. Proceedings IAQ 91, ASHRAE, Atlanta. Healthy Buildings pp. 85-89

Sundell, J., Kjellman, M. (1994). Inomhusmiljöns betydelse för allergi och annan överkänslighet. En kunskapssammanställning. Folkhälsoinstitutet 1994.

Sundell, J. (1994). On the Association Between Building Ventilation Characteristics, some Indoor Environmental Exposures, some Allergic Manifestations and Subjective Symptoms Reports. (Doctoral Thesis). International Journal of Indoor Air Quality and Climate. Supplement No 2/94.

Svenska Inneklimatinstitutet. (1990). Scanvac. Klassindelade inneklimatsystem. Riktlinjer och specifikationer.

Sverdrup, C., Andersson, K., Andersson, S., A. (1990). A comparative study of indoor climate and human health in 74 day care centers in Malmö, Sweden. Proceedings of Indoor Air '90, Vol. 1. pp 651-655.

Tamblyn, R., M., Menzies, R., I., Comtois, P., Hanley, J., Tamblyn, R., T., Farant, J., P., Marcotte, P. (1991). A comparison of two methods of evaluating the relationship between fungal spores and respiratory symptoms among office workers in mechanically ventilated buildings. IAQ91. Proceedings of Healthy Buildings '91. pp. 136-141.

Tamblyn. R., M., Menzies. R., I., Nunes. F., Leduc. J., Pasztor. J., Tamblyn. R., T. (1993). Big air quality complainers - Are their office environments different from workers with no complaints?. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 1. pp. 133-138.

Teichman, K., Fernandes, E., O., Liddament, M. (1993). W1 Indoor Air Quality and Energy. Workshop summaries of Indoor Air '93, pp. 1-2.

Valbjørn. O., Kousgaard. N. (1986). Headache and Mucous Membrane Irritation at Home and at Work. Hørsholm, Denmark. Report SBI 199.

Valbjørn. O., Skov. P. (1987). Influence on indoor climate on the sick building syndrome prevalence. Proceedings of Indoor Air '87. Vol. 2. pp. 593-597.

Vegelius, J. (1981) Medicinsk statistik för läkarlinjen. Statistiska institutionen, Uppsala universitet.

Weschler, C., J., Shields, H., C., Datta, V., N. (1989). Indoor ozone exposure. J. Air Pollut. Control Assoc. 39:1562-1568.

Weschler, C., J., Hodgson, A., T., Wooley, J., D. (1992 A). Indoor Chemistry: Ozone, Volatile Organic Compounds, and Carpets. Environ. Sci. Technolo. 1992, 26, 2371-2377.

Weschler, C., J., Brauer, M., Koutrakis, P. (1992 B). Indoor Ozone and Nitrogen Dioxide: A Potential Pathway to the Generation of Nitrate Radicals, Dinitrogen Pentaoxide, and Nitric Acid Indoor. Environ. Sci. Technol. 1992, 26, 179-184.

WHO. (1983 A). Indoor air pollutants: exposure and health effects. World Health Organiziation, Regional Office for Europe, Copenhagen, EURO Reports and Studies 78.

WHO. (1983 B). EURO reports and studies, No 81, Biological effekts of man-made mineral fibres. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.

WHO (1985). Chronic effects of organic solvents on the central nervous system and diagnostic criteria. Report on a joint WHO/Nordic Council of Ministers Working Group. Nordic council of Ministers, Oslo, 1985.

WHO. (1987). EURO reports and studies No. 103, Indoor air quality research. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.

WHO. (1986). EURO reports and studies No. 23, Quality Guidelines for Europe. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.

WHO. (1989 A). Formaldehyde. Geneva: World Health Organization, Environmental Health Criteria 89.

WHO. (1989 B). EURO reports and studies No. 111, Indoor air quality: organic pollutants. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.

Wilkins, C., K., Wolkoff, P., Gyntelberg, F., Skov, P., Valbjørn, O. (1993). Characterization of office dust by VOC and TVOC release - identification of potential VOC by Principal Least Square analysis. Proceedings of Indoor Air '93. Vol. 4. pp. 37-42.

Wold, S., Albano, C., Dunn, W.J., Edlund, U., Esbensen, K., Geladi, P., Hellberg, S., Johansson, E., Lindberg, W., Sjöström, M. (1984). Multivariate data analysis in chemistry. Proceedings NATO adv. study Inst. on chemometrics. Cosenza, Haag, September 1983.

Wolkoff, P. (1992). Some studies of human reactions from the emission of building materials and office machines. Chemical and environmental science. Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS. Vol. 4. pp. 231-246.

Wolkoff, P., Clausen, P. A., Nielsen, P. A., Gustafsson, H., Jonsson, B., Rasmusen, E. (1991). Field and Laboratory Emission Cell: FLEC. Healthy buildings ´91. IAQ 91. September 4-8, 1991, Washington, DC, USA. pp. 160-165.

Wolkoff, P., Nielsen, G., D., Hansen, L., F., Albrechtsen, O., Johnsen, C., R., Heinig, J., H., Schmidt, K., Frank, C. (1990). Controlled human reactions to building materials in climatic chambers. Part II: VOC measurements, mice bioassay, and decipol evaluation. Proceedings of Indoor Air ´90. Vol. 1. pp. 331-336.

Wolkoff, P., Clausen, P., A., Nielsen, P., A. (1993). Application of field and laboratory emission cell "FLEC" - recovery study, case study of damaged linoleum, and liquid wax. Proceednings of Indoor Air ´93. Vol. 2. pp. 543-548.

Wyon, D., P. (1988). Ventilated floor systems with independent room air terminals as the basis of a healthy office environment. Healthy Buildings. Stockholm. 1988;3:127-136.

Wyon, D., P., Thews, J., Larsson, S. (1991). Individual micro-climate control for office workers: a case study. International Benchmark Netwoek Conference, Stockholm: National Swedish Board of Public Building (KBS), 1991.

Wyon, D., P. (1991). The ergonomics of healthy buildings: overcoming barriers to productivity. Indoor Air Quality ´91. Washington DC. ASHRAE Trans, 1991.

Wyon. D. (1992). Sick buildings and the Experimental Approach. Envir. Technology 1992;13:313-322.

Wyon, D., P. (1993). Healthy buildings and their impact on productivity. Proceedings of Indoor Air ´93. Vol. 6. pp. 3-13.

Yaglou, C., P., Riley, E., C., Coggins, D., I. (1936). Ventilation requirements. ASHVE Trans. 42, 1936, pp. 137-162.

Yacom, J., E. (1982). Indoor-outdoor air quality relationship - a critical review. J. Air Pollut. Control Assoc. 32:500-520.

Zens, C. (1988). Occupational Medicine. Principles and practical applications, Second edition, Year Book Medical Publishers, Inc, pp.775-805.

Zhang, J., He, Q., Lioy, P., J. (1993 A). Characteristics of aldehydes: Concentrations, sources, and exposures for indoor and outdoor residential microenvironmets.

Zhang, J., He, Q., Lioy, P., J. (1993 B). Concentrations of aldehydes in residential indoor and outdoor air. Proceedings of Indoor Air ´93, Vol. 2 pp. 165-168.

Zweers, T., Preller, L., Brunekreff, B., Boleij, J., S., M. (1992). Health and indoor climate complaints of 7043 office workers in 61 buildings in the Netherlands. Indoor Air 1992, 2:127-136.

Århem, P. (1993). Medvetande som evolutionsfaktor. Nya perspektiv på medvetande-problemet. Vår lösen 1993. No. 5-6.

Bilaga 1

Frågeformulär MM 050 NA

INOMHUSKLIMAT

Bostadsmiljö – Vuxenenkät

NORDISK VERSION

MM 050 NA

Datum år mån dag

1-6

Namn

Adress

7-11 Löpnr Stansas ej

Yrke

Yrke

12-24 Användare

Ifylles av handläggaren

Grupp

Födelseår 19 ⌊_⌋ Kön man ☐ 1 kvinna ☐ 2

Med det här formuläret vill vi försöka få fram hur Du upplever inomhusklimatet i Din bostad och om Du har besvär eller symtom.

ALLMÄNT – BOSTADEN

25 Bostadstyp villa, radhus ☐ 1 lägenhet ☐ 2

26-30 Våningsplan ⌊_⌋ Lägenhetsyta ⌊_⌋ m^2

31 Ägandeform eget hus ☐ 1 bostadsrätt ☐ 2 hyresrätt ☐ 3 annat ☐ 4

32-33 Flyttade in i lägenheten år 19 ⌊_⌋

34-35 Antal boende i lägenheten: ⌊_⌋ vuxna ⌊_⌋ barn

MILJÖFAKTORER

Har Du **de senaste 3 månaderna** känt Dig **besvärad** av någon eller några av följande faktorer i **Din bostad**?

		Ja, ofta (varje vecka) (1)	Ja, ibland (2)	Nej, aldrig (3)
36	Drag	☐	☐	☐
37	För hög rumstemperatur	☐	☐	☐
38	Varierande rumstemperatur	☐	☐	☐
39	För låg rumstemperatur	☐	☐	☐
40	Instängd ("dålig") luft	☐	☐	☐
41	Torr luft	☐	☐	☐
42	Obehaglig lukt	☐	☐	☐
43	Statisk elektricitet som gör, att Du lätt får stötar	☐	☐	☐
44	Andras tobaksrök	☐	☐	☐
45	Buller	☐	☐	☐
46	Damm och smuts	☐	☐	☐
47	Annat	☐	☐	☐

RÖKVANOR

48 Röker Du? Ja ☐ 1 Nej ☐ 2

49-51 Är Du f d rökare? Ja ☐ 1 Nej ☐ 2 Om ja: Slutade röka år 19 ⌊_⌋

75-80 ⌊_⌋

Andersson K Klimatproblem – erfarenheter från bostadsmiljö
Konferensen **Bättre inomhusklimat** i Örebro mars 1991 sid 69-83

V.G. vänd

Miljömed, YMK Örebro, testversion 8811:3/K Andersson ©

TIDIGARE/NUVARANDE SJUKDOMAR/BESVÄR

		Ja (1)	Nej (2)
1	Har Du haft eller har Du astmatiska besvär?	☐	☐
2	Har Du haft eller har Du hösnuva?	☐	☐
3	Har Du haft eller har Du eksem?	☐	☐
4	Förekommer allergiska sjukdomar för övrigt i familjen (astma, hösnuva, eksem)?	☐	☐

NUVARANDE BESVÄR

Har Du under de **senaste 3 månaderna** haft något/några av nedanstående besvär/symtom?

		Ja, ofta (varje vecka) (1)	Ja, ibland (2)	Nej, aldrig (3)	Om JA: Tror Du att detta beror på Din bostadsmiljö? Ja (1)	Nej (2)
5-6	Trötthet	☐	☐	☐	☐	☐
7-8	Tung i huvudet	☐	☐	☐	☐	☐
9-10	Huvudvärk	☐	☐	☐	☐	☐
11-12	Illamående/yrsel	☐	☐	☐	☐	☐
13-14	Koncentrationssvårigheter	☐	☐	☐	☐	☐
15-16	Klåda, sveda, irritation i ögonen	☐	☐	☐	☐	☐
17-18	Irriterad, täppt eller rinnande näsa	☐	☐	☐	☐	☐
19-20	Heshet, halstorrhet	☐	☐	☐	☐	☐
21-22	Hosta	☐	☐	☐	☐	☐
23-24	Torr eller rodnad hud i ansiktet	☐	☐	☐	☐	☐
25-26	Fjällning/klåda i hårbotten/öron	☐	☐	☐	☐	☐
27-28	Torr, kliande, rodnad hud på händerna	☐	☐	☐	☐	☐
29-30	Annat	☐	☐	☐	☐	☐

Om besvär

31	Försvinner besvären vid vistelse utanför bostaden (vid helger/semester mm)?	Ja ☐ 1	Nej ☐ 2

YTTERLIGARE SYNPUNKTER

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

TACK FÖR HJÄLPEN!

R23:1994
ISBN 91-540-5654-3
Byggforskningsrådet, Stockholm

Art.nr: 6814023
Abonnemangsgrupp:
W. Installationer

Distribution:
Svensk Byggtjänst
171 88 Solna

Cirkapris: 157 kr inkl moms

BYGGFORSKNINGSRÅDET