

Geachte Statenleden,

Wist u dat er over heel Nederland sloophout wordt verbrand in open haarden, allesbranders, vuurkorven of tuinkachels? Volgens de GGD Groningen muteert Chroom VI naar Chroom 3 als je geïmpregneerd hout verbrand (zie bijlage, persbericht dat wij hadden in de Consumenten Gezondheidgids). Maar is dat wel zo?

Attached een aantal artikelen.

In Hingston staat op p 62 een referentie naar een studie van Nyren & Nilsson 1993 waaruit naar voren komt dat tot 20% van Cr in CCA-behandeld hout Cr6+ is. Daarin ook info over uitloging.

Townsend (CCA5) geeft aanvullende info over CCA uitloging uit tuinhout naar de bodem. Nico e.a. (CCA4) over huidcontact met hout. Swietlik e.a. (CCA6) laat zien dat bij verbranding hout met Cr3+ omzetting van Cr3+ in Cr6+ plaatsvindt.

www.maassluis.nu/nieuws/houtrook-grote-kans-op-kanker-door-chroom-6/
<https://rookoverlast.wordpress.com/2017/03/30/vergiftigde-lucht-verbranden-van-behandeld-en-geverfd-hout-houtrook/>

Op Marktplaats ziet u dat 'gratis brandhout' wordt aangeboden. Vaak gaat het hier om behandeld hout. Bedrijven moeten betalen voor het afvoeren van chemisch bewerkt hout. Het is voor hun aantrekkelijk dat hout gratis weg te geven aan bijvoorbeeld hun werknemers. Er is geen enkele controle op wat mensen verbranden in hun houtkachel.

Volgens het RIVM basis document arseen komt er 20% - 80% arsenicum in de lucht vrij.

Met vriendelijke groet,

Boonstra

www.houtrookoverlast.nl

Afdeling Directie GGD Groningen
Onderwerp Reactie op Kamerbrief 'overlast door houtrook'

Aan de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu
Mevrouw S.A.M. Dijkma
Ministerie van I en M
Plesmanweg 1-6
2597 JG Den Haag

BEZOEKADRES
Hanzeplein 120

WEBSITE
ggd.groningen.nl

POSTADRES
Postbus 584
9700 AN Groningen

Telefoon (050) 367 4200 Bijlage(n)

Ons kenmerk 5517700

Telefoon 050 367 40 00
Fax 050 367 40 01

Datum 08-02-2016 Uw brief van 28-01-2016 Uw kenmerk IENM/BSK-2016/13923

Behandeld door F. Duijm

E-mailadres frans.duijm@ggd.groningen.nl

Geachte mevrouw Dijkma,

De Noordelijke GGD'en hebben een rapport "Overlast door houtrook" geschreven bestaande uit een literatuuroverzicht van gezondheidseffecten door houtstook en een onderzoek naar bruikbaarheid van een fijnstofmeetapparaat (PM2,5) om klachten over houtrookoverlast inzichtelijk te maken.

Na raadpleging van het RIVM heeft u onlangs aan de Tweede Kamer een brief geschreven met uw reactie op dit houtrook-onderzoek. U onderschrijft dat houtstook door particulieren schadelijke effecten kan hebben op de gezondheid en u geeft aan het onderzoek te beschouwen als ondersteuning van het door u ingezette beleid.

Het RIVM heeft aangegeven dat de gebruikte low-cost sensoren vrijwel zeker niet aan de gangbare onzekerheidscriteria voldoen. U concludeert dat de meetresultaten van de GGD met de nodige voorzichtigheid bekeken moeten worden en dat een toetsing ten opzichte van de WHO-advieswaarde feitelijk niet opportuun is. In het kader van het programma Slimme en Gezonde Stad wordt bekeken of en op welke wijze verbeterde apparatuur een bijdrage kan leveren aan het meten van luchtverontreiniging.

In de brief zet u uiteen dat het beleid gericht is op verandering van stookgedrag door het aanbieden van informatie en het bevorderen van communicatie. Voor het overige vindt u dat een lokale aanpak voor de hand ligt aangezien plaatselijk grote verschillen kunnen bestaan in overlast, o.a. door verschillen in frequentie en duur van de blootstelling. U stelt dat de gemeenten gebruik kunnen maken van een aantal bevoegdheden binnen de bestaande wet- en regelgeving: "Het Bouwbesluit stelt eisen aan rookkanalen en bevat een verbod op het verspreiden van

Samen werken aan gezondheid

hinderlijke of schadelijke rook, roet en stank. Via een algemene plaatselijke verordening kan de gemeente ertoe besluiten het stoken van hout te reguleren."
In 2022 zullen in de Europese Unie producteisen voor houtkachels van kracht worden, met een typekeuring voor houtkachels die in overeenstemming is met de thans in Duitsland geldende strengere normen.

Een en ander is in lijn met uw eerdere mededelingen over het beleid. Wij zijn verheugd dat de beleidslijnen die u noemt, berusten op de erkenning dat naast het algemene luchtkwaliteitsbeleid specifieke aandacht nodig is voor de zeer plaatselijk sterke tot zeer sterke luchtverontreiniging door houtstook in woningen. Ook zijn wij verheugd over uw erkenning dat houtstook door particulieren de gezondheid van burens kan aantasten.

De beoogde hulpmiddelen voor het informeren van en communiceren met houtstokers zijn nuttig, maar zullen niet voorkomen dat er altijd mensen zijn die geen rekening (willen) houden met de burens. Uit een recente peiling door Motivaction in opdracht van Milieu Centraal blijkt dat 23% van de responderende houtstokers niet bereid is om (meer) maatregelen te nemen om overlast te beperken. Omdat het aantal houtstokers zeer groot is, gaat het om zeer veel locaties waar het voorgenomen beleid geen verbetering zal opleveren. Volgens Milieu Centraal heeft 10% Nederlanders grote last van houtstook. Dit zal dus zo blijven bij tenminste 2% als het aantal houtstokers niet toeneemt en het beleid slechts gericht blijft op informeren en communiceren. Het gaat dan om 340.000 mensen. In uw brief lezen we dat de overheid - namelijk de lokale overheid - een taak heeft om op te treden in het geval van extreme overlast en/of gezondheidsrisico's door houtrook.

Producteisen aan houtkachels inclusief een verplichte typekeuring vanaf 2022 zijn nuttig maar zullen pas op zeer lange termijn effect hebben gezien de langzame spontane vervanging van kachels die al in gebruik zijn. Bovendien blijft de hoeveelheid en samenstelling van de rook ook van een goedgekeurde kachel sterk afhangen van het stookgedrag. Ons inziens zijn er dus ook andere maatregelen.

Een aantal aspecten die wij in ons GGD-rapport benoemen, blijven ons inziens buiten beeld.

1. De brief stelt dat het onderzoek van de GGD'en alleen op overlast en niet op gezondheidsklachten gericht was. Dit is onjuist. Aan de onderzochte personen is gevraagd om naast hinder ook gezondheidsklachten aan te geven. Beide maken deel uit van de score die ter wille van de eenvoud de 'overlastscore' is genoemd.
2. Het is onbekend in hoeveel gevallen de gezondheid in strikte zin wordt aangetast. Het is aan te bevelen dat landelijk onderzoek gedaan gaat worden naar de omvang van dit probleem. Het is aan de rijksoverheid om dit te organiseren dan wel te faciliteren.

3. U stelt dat bij aantasting van de gezondheid een lokale aanpak het meest voor de hand ligt omdat plaatselijk grote verschillen bestaan. Dit zijn weliswaar vooral verschillen binnen gemeenten en minder verschillen tussen gemeenten, maar gemeenten zijn in principe bereid tot een dergelijke lokale aanpak. Maar ze constateren dat uit de jurisprudentie blijkt dat zij niet effectief kunnen optreden op basis van de huidige regelgeving. De brief aan de Kamer gaat helaas niet in op de herhaaldelijk gegeven signalen.
4. U stelt dat de gemeenten kunnen optreden op basis van het Bouwbesluit dat een verbod bevat op het verspreiden van hinderlijke of schadelijke rook, roet en stank. Juist dit verbod blijkt in de praktijk niet te handhaven aangezien nog geen gemeente erin is geslaagd in beroepsprocedures bij de Raad van State handhavende maatregelen overeind te houden. Bovendien heeft het ministerie van I en M het voornemen dit verbod te schrappen bij het overbrengen van het Bouwbesluit naar de Omgevingswet.
5. De eisen die het Bouwbesluit stelt aan rookkanalen zijn niet gericht op bescherming van burens tegen rook zoals u in uw brief ten onrechte suggereert, maar ter bescherming van degenen die aanwezig zijn in de woning e.d. met een rookkanaal. Het GGD-rapport beschrijft dat het wettelijk is toegestaan dat een schoorsteen vlak bij de ramen, roosters of aanzuigopeningen voor ventilatielucht van de burens zit. Dit is in het rapport benoemd.
6. U stelt dat gemeenten het stoken van hout kunnen reguleren via een algemene plaatselijke verordening. De VNG heeft aangegeven dit geen begaanbare weg te vinden, onder andere omdat de APV geen regelgeving mag bevatten aangaande onderwerpen waarvoor al van rijkswege voorschriften bestaan.
7. Het GGD-rapport signaleert tevens dat de politie geen specifieke rechtsgronden heeft om op te treden tegen extreme overlast door houtrook, in tegenstelling tot overlast door geluid. Hierover staat in het Wetboek van Strafrecht dat burengerucht en rumoer verboden zijn.
8. Wij vragen de rijksoverheid om uit oogpunt van gezondheid de landelijke wet- en regelgeving in de volgende richting aan te passen.
 - A. Ernstige overlast door houtrook strafbaar stellen of handhaafbare eisen te stellen aan de maximale geurconcentratie van houtrook.
 - B. Eisen te stellen ter beperking van piekconcentraties fijnstof, bijvoorbeeld voor een dagdeel of etmaal.
 - C. De eisen aan de positie van rookafvoeren ten opzichte van ventilatieopeningen ook voor tussen woningen onderling te doen gelden.
9. Het GGD-onderzoek was gericht op de vraag hoe gemeenten een onderscheid kunnen maken tussen acceptabele en niet-acceptabele blootstelling aan houtrook door burens. De geteste apparatuur voldoet volgens u vrijwel zeker niet aan "de gangbare onzekerheidscriteria". Voor het onderzoek hadden de

GGD'en een budget van € 15.000 van de Academische Werkplaats Medische Milieukunde. Er is geen fonds waaruit GGD'en met een redelijke kans van slagen meer middelen kunnen vragen voor dit soort praktijkgericht en beleidsrelevant wetenschappelijk onderzoek. We verzoeken de rijksoverheid om te faciliteren dat de GGD'en in samenwerking met het RIVM en anderen op korte termijn het onderzoek van houtrook kunnen uitbreiden en verdiepen.

Graag willen wij u verder van dienst zijn en lichten wij een en ander graag mondeling toe.

Hoogachtend, mede namens

Mw. C.M. Eeken, Directeur Publieke Gezondheid GGD Drenthe en
Mw. M.I. de Graaf, Directeur GGD Fryslân



Drs. A.A. Rietveld,
Directeur Publieke Gezondheid GGD Groningen

Houtrook: eerste klas veroorzaker van een vergiftigd milieu



Het stoken van hout lijkt een spannende bezigheid. Een kampvuurtje, een snorrende houtkachel of een open haard zet onze fantasie in beweging. De walmende dampen van de barbecue verhogen het genot van een warme zomeravond. Daar kunnen we uren van genieten. We voelen ons rijk en tevreden met een glas wijn binnen handbereik en de kiloknaller op het vuur.

Bedenking

De fles azijn staat nooit ver weg bij zoveel genot. De luchtvervuiling door al die rook gooit letterlijk roet in het eten. De burens gaan klagen. Hun huis loopt vol met de rookgassen van uw vuurtje. Dat gaat verschrikkelijk stinken, vooral als de rook belegen is geworden. Wat erger is: de burens krijgen het benauwd. Geen wonder, houtrook bevat vele gifstoffen. Een behoorlijke hoeveelheid fijn stof komt zo in de tuin en de kamers van de burens terecht. Dat is niet onschadelijk fijn stof; het zijn teerachtige deeltjes. Ook wel roet genoemd; of zwart stof. Wetenschappers noemen het O.C. (= Organisch Carbon), Ook is er het schadelijke E.C. (= Elementair Carbon). Dat wordt gevormd door dieselmotoren. Hier een greep uit de bestanddelen van houtrook: meer dan 100 chemische stoffen en de samenstellingen daarvan: dioxines, lood, cadmium en arsenicum, om te beginnen. Koolmonoxide (kolendamp), methaan, aldehyden + formaldehyde, fenolen en derivaten (veroorzaakt o.a. hartritmestoornissen, lager gewicht van baby's), benzeen, vluchtige organische stoffen (oorzaak vorming ozon). En de PAK's (polycyclische organische koolwaterstoffen), waaronder benzo(a)pyreen, zoals bekend, zeer kankerverwekkend. Voor het grootste gedeelte komen deze stoffen met het ultrafijne stof in de omgeving terecht; in onze tuinen, woon- en slaapkamers. Krijg het daar maar weer uit, als het eenmaal binnen is.

Totaal onbekend

Zolang de mensen geen weet hebben van het brede scala aan gifstoffen in houtrook, heeft bezwaar maken tegen de vervuilde lucht weinig effect. Sterker nog, klagers vinden zelf vaak ook wel een beetje dat ze aanstellers zijn. Want onze voorouders hadden niets anders om zich mee warm te houden. En het is toch een natuurproduct! Het geeft zo'n oergevoel, dat houtvuurtje!

Puur natuur

Alsof in de natuur geen gifstoffen voorkomen! We kennen allemaal wel giftige planten; nachtschade, bijvoorbeeld, of de gele pijpbloem. Die laatste is een oud geneeskruid; maar bij gebruik geeft het ernstige nierklachten. Dat wist ook niemand. Evenzo gaat het met houtrook. Omdat bij de verbranding van organische stoffen (hout dus) zoveel schadelijke stoffen vrijkomen, is het onzin te spreken van 'schoon' hout, als dat bestemd is voor verbranding. Bedoeld wordt, natuurlijk, onbewerkt hout. Dat wil zeggen dat het niet bewerkt is met verf of wolmanzouten of andere impregneermiddelen. Die wolmanzouten zijn al 50 jaar verboden, maar er ligt nog 700.000 ton van met dit gif bewerkt hout in Nederland. Er zijn mensen die er geen been in zien dat in hun kachel te gooien. Het is dan net alsof er een chemische fabriek vlak naast je woning staat. Er ligt in de regel wel een frontje 'schoon' hout klaar voor het geval van een inspectie. Een schraapsel uit de schoorsteenpijp kan inzicht geven in het stookgedrag. Maar dat doet geen enkele gemeente, ook niet na ernstige klachten. Wanneer er een vuilverbrandingsinstallatie in een buurt wordt gepland, ontstaat er in de regel paniek. Die paniek is terecht. Maar het verbranden van afval in houtkachels in woonbuurten is een regelrechte misdaad! Voor gemeenten maakt het in de praktijk geen verschil wat er in houtkachels verbrand wordt.

Maar juist gewoon, onbewerkt hout produceert bij verbranding al die bovengenoemde gifstoffen. Ontwerpers van houtkachels zoeken daarom, nu in opdracht van de EU, naar verbeterde typen houtkachels. Bij kleine houtkachels voor particulieren is de uitstoot, ook bij de beste modellen, nog altijd aanzienlijk. In het laboratorium lijkt die uitstoot binnen de perken te blijven, in de praktijk is dat altijd veel hoger. Een grote risicofactor is de gebruiker of stoker. Vaak een zichzelf overschattende hobbyist. Door verkeerd stoken kan de uitstoot oplopen tot honderden of zelfs duizenden milligrammen (ultra)fijn stof extra. In een Zwitsers onderzoek bleek een houtkachel bij juist gebruik (in het laboratorium) 50 mg fijn stof per m³ fijn stof uit te stoten. Maar bij verkeerd stapelen van het hout loopt dat op naar 500 mg per m³. Wordt de zuurstoftoevoer afgeknepen door de klep te sluiten, dan loopt de uitstoot van fijn stof op naar 15000 mg per m³. Bij gebruik in de praktijk liggen deze hoeveelheden nog aanzienlijk hoger.

Gezondheid

De grootte van de fijn stof deeltjes, PM genoemd, wordt uitgedrukt in getallen: PM10 betekent stof met een doorsnee van 10 micrometer. Dat ademen we niet al te diep in. Anders is het met fijn stof, PM2.5 genoemd. Dat is 0,1 tot en met 2,5 micrometer in doorsnee. Dan is er ultrafijn stof: 50 tot 100 nanometer doorsnee. Dat ademen we zeer diep in.



Die laatste roetdeeltjes kunnen een ware ravage aanrichten in het menselijk lichaam. Houtrook bestaat voor 80% tot 90% uit fijn stof, aangeduid in rapporten als PM2.5. Dat staat voor Particulate Matter, materie deeltjes, fijn stof dus.

Die stofdeeltjes dringen diep in de longen door. Door de longblaasjes komen ze in de bloedbaan. De teerachtige stof, de PAK's, polycyclische organische koolwaterstoffen, gaan mee de bloedbaan in. Van die PAK's zijn er wel een paar honderd, maar in Nederland wordt een 10-tal daarvan uitgekozen voor onderzoek. In andere landen hebben ze veel meer PAK's als schadelijk uitgekozen. Deze kunnen in het laboratorium worden aangetoond, met speciale apparaten. Een daarvan is uitgekozen als gidsstof.

De scheikundige naam hiervan is benzo(a)pyreen, kortweg BaP. Sommigen hebben ook benzo(e)pyreen onderzocht en vastgesteld dat het nog schadelijker is dan BaP. Beide veroorzaken ze op termijn kanker. Daarom mag van BaP vanaf 1 januari 2013 maar 1 nanogram per m³ in de lucht zitten. Een nanogram is een miljardste gram. In 1990 drong de Gezondheidsraad er al op aan niet meer dan 0.5 ng per m³ toe te staan. De overheid heeft er 1 ng per kuub van gemaakt.

Ondertussen is uit verder onderzoek gebleken dat PM0.1 tot 2.5 veel gevaarlijker is dan men dacht. Ook hart- en vaatziekten worden door ultrafijn stof veroorzaakt of verergerd. En wel direct nadat men het heeft ingeademd. Dit leidt tot extra ziekenhuisopnamen. Zonder dat de patiënten de oorzaak van de verergering meteen doorhebben.

Astma- en COPD patiënten weten veel sneller dan gezonde mensen wat de nare gevolgen zijn van houtrook, dat wil zeggen van de inademing van de roetdeeltjes of zwart stof. Hun ademhalingsorganen zijn veel minder in staat de deeltjes te filteren. Ze krijgen zo de volle mep in hun longen.

Uit een van de onderzoeken kwam naar voren, dat houtrook 30% schadelijker is dan sigarettenrook. Onderzoek van de Amerikaanse EPA (= Environmental Protection Agency) heeft vastgesteld dat houtrook met dezelfde dichtheid als sigarettenrook, 12 maal schadelijker is. Dat is ook logisch: in houtrook zitten veel meer gifstoffen dan in sigarettenrook.

De roetdeeltjes veroorzaken ook bij gezonde mensen ontstekingen op plaatsen waar deze zich nestelen. Bij inademing: in de longen, maar via de neus kunnen ze rechtstreeks in de hersenen terechtkomen. Daar veroorzaken ze ontstekingen. Later kan dat het ontstaan van Alzheimer bevorderen. Bij kinderen kan het de ontwikkeling van hun IQ nadelig beïnvloeden. Maar bij hartpatiënten richt het de meeste schade aan, onder hen vallen de meeste sterfgevallen gerelateerd aan het voorkomen van fijn stof. **In een artikel in *The Lancet* van december 2012 is het mondiale aantal doden door zwart fijn stof bijgesteld van 2 miljoen naar 4 miljoen per jaar.**



Regelgeving fijn stof in het algemeen

Voor fijn stof als factor van de luchtkwaliteit zijn er allang afspraken gemaakt: in 2005 zou er voor PM10 een grenswaarde van 40 microgram/m³ als daggemiddelde gaan gelden. Maar daaraan kon de Nederlandse overheid, toen het zover was, niet voldoen. Ze had zelf in 1999 de voorstellen bij de EU ingediend voor verdere reductie van fijn stof na 2005.



Pas in juni 2011 kon Nederland voldoen aan de norm van 40 microgram per m³ als daggemiddelde. Maar dat was meer het gevolg van trucage in de berekening van de hoeveelheid fijn stof; de waarden kwamen zo heel wat lager uit dan de feitelijke stand van zaken. De geregistreerde uitstoot van fijn stof is letterlijk naar beneden gerekend.

Het wetenschappelijk onderzoek naar de effecten van fijn stof nam de laatste jaren toe. Wat is er zo schadelijk aan fijn stof? Dat is juist dat element zwart of bruin stof of roet. Een gedeelte van die 40 microgram van bv. het verkeer bestaat uit roet. Dit is afkomstig van dieselmotoren. Een tamelijk klein gedeelte daarvan is ultrafijn stof, PM2.5.

Maar het fijn stof uit houtkachels bestaat voor 90% uit (ultra)fijn stof. Daarom is het zo onjuist wanneer gemeenten de norm voor fijn stof naar PM10 (40 microgram) hanteren voor de uitstoot van houtkachels. Dat bestaat immers bijna uitsluitend uit het meest schadelijke gedeelte van fijn stof. Door medische onderzoekers ook wel aangeduid als: killer. Er zijn in de buurt van één houtkachel extreem hoge waarden van fijn stof gemeten.

Maatregelen tegen de gevolgen van gezellig hout stoken

Mag dat allemaal maar? Vuurtje stoken bij de ramen en deuren van de burens? Of een schoorsteenpijp die vlak bij de slaapkameramen van de burens uitkomt? We kennen de term 'uitroken'. Er zijn mensen die letterlijk hun huizen zijn uitgerookt. Enkele jonge gezinnen uit de stad G. zijn vanwege rookoverlast door open haarden en houtkachels van hun burens de stad ontvlucht. Lange tijd hadden we tegen deze vorm van vervuiling een artikel in de vroegere Bouwverordening (art. 7.3.2). De Bouwverordening is afgeschaft. Daarvoor in de plaats kwam het Bouwbesluit 2012, artikel 7.22.

Daarin staat: 'Onverminderd het bij of krachtens dit besluit of de Wet milieubeheer bepaalde is het verboden in, op, of aan een bouwwerk of op een open erf of terrein voorwerpen of stoffen te plaatsen, te werpen of te hebben, handelingen te verrichten of na te laten of werktuigen te gebruiken, waardoor:

- a. op voor de omgeving hinderlijke of schadelijke wijze rook, roet, walm of stof wordt verspreid;
- b. overlast wordt of kan worden veroorzaakt voor de gebruikers van dit bouwwerk, open erf of terrein;
- c. op voor de omgeving hinderlijke of schadelijke wijze stank, stof of vocht of irriterend materiaal wordt verspreid of overlast wordt veroorzaakt door geluid, trilling, elektrische trilling daaronder begrepen, of door schadelijk gedierte, dan wel door verontreiniging van het bouwwerk, open erf of terrein, of ... etc.'

Bij de presentatie van het NSL (Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit) in 2009, is de taak om de regels aangaande houtrook te handhaven door de toenmalige minister naar de gemeenten verwezen. Meer wilde de minister toen niet tegen deze bron van luchtvervuiling ondernemen. De gemeente is volledig aan te spreken op deze bron van overlast. Zij heeft de bevoegdheid op te treden. Dit is vastgelegd in de Gemeentewet artikel 125: '1. Het gemeentebestuur is bevoegd tot oplegging van een last onder bestuursdwang. 2. De bevoegdheid tot oplegging van een last onder bestuursdwang wordt uitgeoefend door het college indien de last dient tot handhaving van regels welke het gemeentebestuur uitoefent...etc.'

In samenhang met afdeling 5.3 van de Algemene wet bestuursrecht heeft een gemeente de wettelijke grond om de rookoverlast aan te pakken. En de gemeente moet de nodige kennis vergaren bij de voorbereiding van een besluit. Awb, art. 3.2

Wat is overlast?

Maar dan begint het pas: wat is overlast. Geen wethouder of ambtenaar die enig idee daarvan heeft. Evenmin de onderzoekers van ingenieursbureaus. Die meten of berekenen alleen maar. Vaak fout, maar dan heeft de gemeente tenminste een getal in handen. Ze denkt dan meer te weten. **Maar wat weet ze dan?** Omdat de gemeente niet weet hoe de verschijnselen te beoordelen, is de conclusie meestal: **niets aan de hand.**

Een mogelijke definitie van overlast zou zijn: Een **persoon** die aangeeft, dat op enigerlei wijze zijn of haar lichamelijke integriteit wordt aangetast door bepaalde stoffen verspreid in de omgeving die door hun aard de eigenschap bezitten zijn of haar lichaam binnen te dringen en daar schade aan te richten.

Verificatie of bewijs



Vaak heeft zo'n persoon al klachten ontwikkeld, na langere of kortere blootstelling. Daarna wordt de bron van de klachten ontdekt. Die persoon kan dan als volgt te werk gaan:

Hij/zij ontdekt de bron van vervuiling, bv. de bron wordt nauwkeurig in de gaten gehouden om de waarschijnlijkheid vast te stellen, dat de stoffen de omgeving en het lichaam van hem/haar binnendringen. Vaak is ook de klager aanvankelijk niet op de hoogte van de schadelijkheid van de gifstoffen in houtrook. Maar na een lange zoektocht wordt er van alles ontdekt. Die schadelijkheid of giftigheid van de componenten van houtrook zijn immers bekend van wetenschappelijke publicaties. Die zijn volop toegankelijk voor iedere burger.

Ook is er de neerslag van vroegere acties tegen houtrookoverlast hier en daar te vinden.

Door de nieuwe media vindt de klager tegenwoordig zijn lotgenoten. Door onderlinge uitwisseling van gegevens is men uitstekend op de hoogte van de ware aard van houtrook.

Wat gebeurt er meestal na het indienen van een klacht?

Er zijn verschillende mogelijkheden. 1. De ambtenaren komen niet eens kijken. 2. Ze komen wel kijken, maar zonder enig begrip van houtverbranding en houtkachels. 3. Ze komen kijken zonder dat de geormerkte houtkachel brandt. Dergelijke bezoeken duren meestal maar een paar minuten. Vaak denken ambtenaren ook: "Een beetje rook moet kunnen." Terwijl artikel 7.22 Bouwbesluit 2012 nadrukkelijk elk plukje rook in het huis van de buren verbiedt! Dit is daarom zo nadrukkelijk gesteld door de VNG (= Vereniging van Nederlandse Gemeenten), omdat er, volgens de WHO, geen veilige ondergrens is van ultrafijn zwart stof.

Het resultaat van de ambtelijke inspectie(s) is, dat het verzoek om handhaving wordt afgewezen. Het stoken gaat met extra elan door.

De overheid hoort zowel op de hoogte te zijn van de schadelijkheid van de rook als van de wetgeving in dezen. Maar vaak is ze dat niet en wil dat ook niet zijn. Onbekendheid met de materie zou niet mogen leiden tot afwijzing van de klacht.

Weliswaar kan de klager (eiser(es)) hiertegen bezwaar aantekenen bij B&W van de gemeente, maar dat is een lange weg. Na een hoorzitting volgt het besluit van de gemeente. Als dat besluit weer negatief voor de klager is, volgt een gang naar de regionale rechtbank.

Is deze rechtbank het eens met het besluit van B&W, dan rest de gang naar de Raad van State. De Raad van State heeft echter een dubbelfunctie: ze is tevens adviseur van de overheid. Beoordelaar en adviseur is een slechte combinatie. Soms heeft een gemeente, voor de klager aantoonbaar, een onderzoek zo slecht uitgevoerd, dat de rechter het besluit van die gemeente afwijst.

Pakt een gemeente de zaak iets gecompliceerder aan en laat ze technici een onderzoek doen, dan wordt die gemeente waarschijnlijk in het gelijk gesteld. Ook al is het onderzoek aantoonbaar vals. Als het technisch iets te ingewikkeld is, dan laat de rechter het afweten. Er wordt dan een oordeel geveld door instanties die daarvoor niet geëquipeerd zijn.

Onderzoek in opdracht van de overheid

Er is veel onderzoek gedaan naar de milieueffecten van houtkachels en open vuren. Van 1982 tot 2000 zijn er ettelijke rapporten opgesteld door het ministerie van (vroeger) VROM en ook van I&M. Pas nadat er vanuit de gemeenschap protest kwam tegen de rookoverlast, werden er door de toenmalige minister maatregelen aangekondigd. Van 1997 tot 2004 gold er een typekeuring voor houtkachels. Ze moesten aan bepaalde kwaliteitseisen voldoen, anders mochten ze niet worden verkocht. Niet dat het ideale kachels waren, maar de rest was nog veel slechter. Enkele daarvan stootten, ook in het laboratorium, wel **40 gram** fijn stof per kg gestookt hout uit, laat staan in de praktijk. Het is waarschijnlijk dat er nog grote aantallen van dergelijke houtkachels in omloop zijn.



De goedgekeurde houtkachels hebben alleen in het laboratorium een tamelijk lage uitstoot. Met kunst en vliegwerk kon men dat klaarspelen. In de praktijk gaven ze veel aanleiding tot klachten en nu is bekend dat de uitstoot hoog is van deze kachels. Vanaf 2004 mochten er in Nederland weer alle mogelijke soorten houtkachels worden verkocht. Er worden nauwelijks eisen gesteld. De aanduiding CE zou kwaliteit garanderen, maar heeft alleen betrekking op de brandveiligheid. Voor de uitstoot is het een nietszeggend keurmerk.



Het is ook mogelijk dat de gemeente na klachten onderzoek laat doen

Als het de bedoeling van de gemeente is, om de aantasting van de kwaliteit van de lucht vast te stellen, dan kan dat voor de klager goed aflopen. Maar meestal hebben de leden van alle overheden zelf een open haard of houtkachel. En geen van hen heeft weet van de nadelige gevolgen van hun gedrag. En willen dat ook niet weten. Want dan zouden ze maatregelen moeten nemen; de kans dat hun dat kiezers kost willen ze niet eens onder ogen zien. Dat gaat zover, dat ambtenaren onderzoeksbureaus opdracht hebben gegeven onjuiste gegevens in te vullen over de uitstoot van houtkachels. Hiervan zijn voorbeelden te noemen.

Dit gedrag bestaat vanouds bij het ministerie van (vroeger) VROM, nu I&M. Daarom liepen Kamervragen van de SP in 2008 op niets uit. Er werd een TNO rapport aan de minister getoond, waarin staat dat de uitstoot van BaP uit houtkachels nauwelijks bijdraagt aan het totaal. Als het ministerie werd benaderd door burgers met vragen over houtrook, dan kregen ze als reactie: "Dat probleem is toch allang achterhaald."

Bij het ministerie van I&M zijn in 2009, 2010, 2011 en 2012 alarmerende rapporten over houtrook binnengekomen. Een daarvan is een bundel studies van medici over PM2.5, Black Carbon (B.C.). Hierin wordt B.C. een 'killer' genoemd.

In 2013 besluiten de ambtenaren van I&M **niets** aan het probleem van hout stoken te willen doen. Dit delen ze mee aan de onderzoeksinstituten in Nederland. Waarop de onderzoeksinstituten besluiten het ministerie niet tegen de haren in te strijken en geen onderzoeksresultaten meer naar buiten te brengen die tegen het 'beleid' van het ministerie ingaan.

In de officiële publicaties staan enkele rapporten met aantoonbaar onjuiste gegevens. Tot in de hoogste instanties, ook rechterlijke, wordt hieruit geput. Milieudefensie Groningen heeft al lange tijd voorlichting gegeven over de gevolgen van het verbranden van hout. En tot in de hoogste instanties hiertegen geprotesteerd. De laatste jaren zijn ook een aantal burgers in opstand tegen rookoverlast gekomen. Ze hebben zich enigszins georganiseerd. Onderling worden er kennis en ervaringen uitgewisseld.

Klimaat

Gebruik van hout als energiebron zou een bijdrage leveren aan de reductie van CO₂. Dat is alleen onder zeer stringente voorwaarden het geval. In de eerste plaats moet de totale hoeveelheid bomen niet teruglopen. Herplant moet daarom verplicht zijn. Snoeihout uit de directe omgeving komt hiervoor het meest in aanmerking.

Maar alleen grote verbrandingsinstallaties voldoen aan strenge eisen van verbranding. Deze bezitten elektrostatische filters voor de afvang van roet.

Kleine houtkachels hebben deze filters niet. Ook de meest geavanceerde modellen, bv. pelletkachels, hebben nog een uitstoot van 25 tot 50 mg fijn stof per m³.

Andere kachels zitten daar ver boven. Eigenlijk moet de uitstoot van fijn stof het nulpunt bereiken, niet alleen om de gezondheid van mensen niet te schaden, maar ook omdat het zwarte stof zonnewarmte absorbeert en zo de temperatuur verhoogt. De techniek heeft die nuluitstoot voor kleine houtkachels nog lang niet bereikt.



Daarom zijn houtkachels en ook andere houtvuurtjes af te raden. Niet alleen voor de bebouwde omgeving maar ook daarbuiten; vanwege de stofuitstoot. Het CBS schat het aantal houtkachels in Nederland op 1.297 miljoen eenheden tot 18 kiloWatt (kW). Maar geeft een onzekerheid aan van 50%. We weten het niet.

De registratie door TNO is in 2002 gestopt. Tot 1997 waren er ook geen gegevens over de aantallen. Er werden door de handel geen gegevens verstrekt over de verkochte aantallen.

Bij verbranding van hout komt ook methaan vrij. Methaan verwarmt de aarde met een factor 25 meer dan CO₂. Het is dus een zwaar broeikasgas.

Samen met het zwart stof, roet dus, dat zonnewarmte absorbeert, wordt de temperatuur aanzienlijk verhoogd door methaan. Maar als de roetdeeltjes de hogere luchtlagen bereiken, dan kunnen ze terecht komen op de Noordpool. Daar kleurt het de sneeuw donker, waardoor die extra zonnewarmte absorbeert en sneller smelt.

Maak de balans wel goed op, voordat de reductie van CO₂ door het gebruik van houtkachels wordt geclaimd.



Nadere inlichtingen:

www.groningen.milieudefensie.nl

info@houtrook.nl en: houtrookpuntnl@gmail.com

**Longfonds**

Postbus 627
3800 AP Amersfoort
t (033) 434 12 12
info@longfonds.nl
www.longfonds.nl

ING 55055
K.v.K. Gooi en Eemland nr. 40506839

Betreft: Verklaring Longfonds (voorheen Astma Fonds) over houtrook en gezondheidsschade

Geachte heer, mevrouw,

In deze verklaring van het Longfonds gaan wij in op de gezondheidsrisico's van het stoken van houtkachels, haarden, vuurkorven en barbecues.

Luchtvervuiling is slecht voor de gezondheid van mensen. Een van de veroorzakers van luchtvervuiling is de uitstoot van stoffen die vrijkomen bij het stoken van hout in de open haard, houtkachel, vuurkorf of barbecue. Op lokaal niveau draagt houtrook bij aan gezondheidsklachten door fijn stof (PM10 en met name PM2,5). Ook kankerverwekkende (PAK's)-en andere giftige stoffen (VOS en koolmonoxide) komen vrij bij de verbranding van hout. Houtrook is daarmee naast een stankprobleem, ook een gezondheidsprobleem.

Mensen met een chronische longziekte zoals astma of COPD (chronische bronchitis en longemfyseem), maar ook gezonde kinderen en ouderen, ondervinden de meeste klachten door houtrook. Zij kunnen benauwd worden, veel moeten hoesten of een verslechterde longfunctie krijgen. Bij hoge blootstellingen kunnen de klachten lang aanhouden, ook als de blootstelling al is beëindigd. Hierdoor worden deze mensen belemmerd in hun dagelijkse leven.

Longpatiënten die in de buurt wonen van een vervuilingsbron zoals een houtkachel, kunnen zich daartegen niet adequaat beschermen. Het is onmogelijk om de eigen woning zodanig af te sluiten dat de rook niet meer binnendringt. Bovendien is het juist nodig om continu te ventileren om de luchtkwaliteit binnenshuis gezond te houden.

De gemeente kan de gezondheid van longpatiënten wél beschermen. Bij het stoken van hout moet minimaal worden voldaan aan de wettelijke eisen die gesteld worden aan 'goed stoken'. Daarnaast is een stookverbod bij bepaalde weertypes: windstil weer, temperatuurinversies, mist ed. en/of hoge concentraties luchtvervuiling sterk aan te bevelen. Een ontmoedigingsbeleid voor het stoken van houtvuur in de gemeente met name door kachels en haarden draagt bij aan de gezondheid van de inwoners. Echter, ook al wordt aan deze maatregelen voldaan, dan nog kunnen mensen die daar gevoelig voor zijn, klachten krijgen.

Het Longfonds wil gezondheidsschade door luchtvervuiling zoveel mogelijk voorkomen. De gemeente kan hieraan een belangrijke bijdrage leveren. Wij vertrouwen er dan ook op dat de gemeente haar verantwoordelijkheid neemt en haar inwoners, en met name de mensen met een chronische longziekte, beschermt tegen de schadelijke gevolgen van houtrook. Het Longfonds verzoekt de gemeente om elke situatie serieus te bekijken en te onderzoeken welke oplossing het meest geschikt is.

Met vriendelijke groet,
Longfonds (voorheen Astma Fonds)

A handwritten signature in black ink, consisting of a large, stylized 'C' followed by a series of loops and a wavy line.

Christine Strous
Projectleider buitenlucht

MK Code

M21

Aantal van Incident / Activiteit Rijlabels	Kolomlabels Incident	Eindtotaal
Eenheid Amsterdam	37	37
Eenheid Den Haag	199	199
Eenheid Limburg	229	229
Eenheid Midden-Nederland	288	288
Eenheid Noord-Holland	281	281
Eenheid Noord-Nederland	895	895
Eenheid Oost-Brabant	387	387
Eenheid Oost-Nederland	761	761
Eenheid Rotterdam	147	147
Eenheid Zeeland-West-Brabant	184	184
Eindtotaal	3408	3408

Organisatieonderdeel Politie Noord-Nederland
Afdeling Bestuursondersteuning
Team Juridische Zaken



Behandeld door

Functie

Bezoekadres Rademarkt 12
9711 CV Groningen

Telefoon 088 – 167 10 91

E-mail N.v.t.

VERZONDEN 12 APR. 2016

Ons kenmerk N16005006

Uw kenmerk nvt

Datum 12 april 2016

Bijlage(n) 1

Pagina 1

Onderwerp Besluit op informatieverzoek

Geachte heer

Hierbij bevestig ik uw bericht van 2 april 2016. U verzoekt om informatie over alle meldingen die bij de politie binnen zijn gekomen die gerelateerd zijn aan rookoverlast gedurende de afgelopen 2 jaar. U geeft aan dat dit verzoek informeel kan worden afgedaan.

Uit ons bedrijfsprocessensyteem BVH hebben wij de gevraagde gegevens opgevraagd. Deze treft u hierbij aan.

Ik vertrouw u met het vorenstaande volledig en duidelijk te hebben geïnformeerd.

Hoogachtend,

RAPPORT 72

RuG

Wetenschapswinkel

Rookoverlast houtkachels, haarden en vuurkorven: burenruzie of milieuprobleem?

**Klachten en wijze van
afhandeling door
gemeenten en GGD-en
in Nederland**



**Maureen E. Butter
Menno A. Keij**

Rookoverlast houtkachels, haarden en vuurkorven: burenruzie of milieuprobleem?

Klachten en wijze van afhandeling door gemeenten en GGD-en in
Nederland

Maureen E. Butter
Menno A. Keij

Colofon

Rookoverlast houtkachels, haarden en vuurkorven: burenruzie of milieuprobleem? Klachten en wijze van afhandeling door gemeenten en GGD-en in Nederland.

Maureen E. Butter en Menno A. Keij.

ISBN 90 367 1840 6

Rapport 72

Wetenschapswinkel Biologie

Kerklaan 30

Postbus 14

9750AA Haren

Tel 050 3637657/ 3632385

www.rug.nl/wewi

Dankwoord

Onze dank gaat uit naar Trinette Janssen van Milieudefensie Groningen, naar Miep Verheuvél en Margriet de Vos van het Meldpuntennetwerk Gezondheid en Milieu en naar de heer J. van den Heuvel uit Vught voor hun waardevolle adviezen en gegevens. Tevens willen wij langs deze weg alle bewoners, die hun verhaal via Trinette Janssen aan ons hebben doen toekomen van harte bedanken en sterkte wensen.

Inhoudsopgave

Dankwoord	1
Inhoudsopgave	3
1. Inleiding	5
Milieuprobleem	5
Gezondheidsrisico's	6
1.3 Opzet van dit onderzoek	7
1.4 Leeswijzer	8
2. Toelichting op de enquête	9
2.1 Vragenlijst gemeenten	9
2.2 Vragenlijst GGD'en	10
2.3 Analyse van de vragenlijsten	10
3. Resultaten vragenlijstonderzoek	11
3. Resultaten vragenlijstonderzoek	11
3.1 De gemeenten	11
3.1.1 Respons	11
3.1.2 Klachtenlijn en klachtenregistratie (vr. 1, 2)	11
3.1.3 Aantal klachten (vr. 3)	12
3.1.5 Trend in aantal klachten (vr. 4)	13
3.1.6 Overlastbronnen (vr. 5)	13
3.1.7 Aspecten van het stoken die de overlast veroorzaken (vr. 6)	14
3.1.8 Aard van klachten (vr. 7)	14
3.1.9 Trend in aard van klachten (vr. 8)	14
3.1.10 Advies / actie van gemeente als reactie op stookklachten (vr. 9)	14
3.1.11 Afwikkeling van de klachten (vr. 10)	16
3.1.12 Toereikendheid wetgeving (vr.11)	17
3.1.13 Overige opmerkingen (vr.12)	18
3.1.14 Samenvatting gemeenten	19
3.2 De GGD'en	20
3.2.1 Respons	20
3.2.2 Aantal klachten (vr. 1)	20
3.2.3 Trend in aantal klachten (vr. 2)	20
3.2.4 Overlastbronnen (vr. 3)	20
3.2.5 Aspecten van het stoken die de overlast veroorzaken (vr. 4)	20
3.2.6 Aard van klachten (vr. 5)	21
3.2.7 Trend in aard van klachten (vr. 6)	21
3.2.8 Advies / actie van GGD als reactie op stookklachten (vr. 7)	21
3.2.9 Afwikkeling van de klachten (vr. 9)	21

3.2.11 Toereikendheid wetgeving (vr.10)	22
3.2.12 Overige opmerkingen (vr.11)	22
3.2.13 Samenvatting GGD-en	22
4 Interview Trinette Janssen, Milieudefensie Groningen	23
5 Gezondheidsklachten bij het Meldpuntennetwerk	25
6. Regelgeving	27
APV bepalingen	27
Wetten	27
7 Discussie en aanbevelingen	31
7.1 Omvang van het probleem	31
7.2 Aard van het probleem	31
7.3 Optreden van het bevoegd gezag	32
7.4 Is de wetgeving toereikend?	33
7.5 Enkele aanbevelingen voor beleidsmakers	34
7.6 Aanbevelingen voor bewoners	34
Literatuur	36
Bijlage 1: Wettelijke bepalingen	38
Gemeentelijke APV	38
Wetten	39
Bijlage 2 Vragenlijst gemeenten, versie 1	41
Bijlage 3 Vragenlijst gemeenten, versie 2	42
Bijlage 4 Vragenlijst GGD'en	43
Bijlage 5: Vaststellen overlast	44

1. Inleiding

In ongeveer 1 op de 5 huishoudens in Nederland staat een open haard of houtkachel. Het stoken daarvan kan tot hinder leiden voor de omwonenden. Vooral bij een

slechte rookafvoer, het verbranden van onvoldoende gedroogd hout of afval (ook afvalhout!) en het stoken bij mistig of windstil weer is de kans op overlast door rook groot. Daarnaast kunnen bewoners in de zomer hinder ondervinden van barbecues en vuurkorven. De Stichting Meldpuntennetwerk Gezondheid en Milieu registreert gezondheidsklachten die samenhangen met milieufactoren. Ieder jaar, tijdens het stookseizoen, komen er klachten

Hoesten en kuchen op rookvrije flat

Mijn flat op 2-hoog is rookvrij en wordt door mij dagelijks twee keer goed geventileerd. Daarna blijven in principe de ventilatieroosters en een raam open. Maar, zodra het stookseizoen begonnen is, moeten tussen 18.00 en 0.00 uur en in het weekend nog langer, ventilatieroosters en raam regelmatig weer dicht. Want rookstank, afkomstig van eengezinswoningen op een afstand van 100 meter of meer, irriteert mijn slijmvliezen waardoor ik pijn krijg in voorhoofd, oren en keel. Als de rook, bijvoorbeeld bij mist of windstil weer, blijft hangen komt het voor dat ik ook nog last heb van prikkende ogen en benauwdheid.

Om te begrijpen wat mij overkwam ben ik op Internet gaan zoeken. Op de website van Milieudefensie Groningen vond ik informatie over de schadelijkheid van hout stoken. Toen werd mij duidelijk, dat ik best wel eens last zou kunnen hebben van kankerverwekkende PAK's. Die verspreiden zich bij hout stoken d.m.v. fijn stof en roet en irriteren de slijmvliezen. Als er open haarden gestookt worden komen daar ook nog dioxines bij, die eveneens kankerverwekkende eigenschappen bezitten. Om aandacht te vragen voor de rookoverlast door hout stoken heb ik onder meer contact gezocht met Milieudefensie Groningen, de Milieufederatie Drenthe en het Astmafonds. Verder heb ik, om houtstokers bewust te maken van de overlast die zij veroorzaken, twee keer gebeld met Miniman van het Dagblad van het Noorden die mijn opmerkingen anoniem opnam in zijn rubriek. Ook zijn twee ingezonden stukken van mij over dit onderwerp in het DvhN opgenomen. Het is naar mijn mening de hoogste tijd, dat politiek en overheid zich meer gaan inspannen om ook aan deze vorm van luchtvervuiling - waar uiteindelijk iedereen gezondheidsschade van ondervindt - een eind te maken.

E. van H.

binnen. De laatste jaren krijgt het Meldpuntennetwerk ook regelmatig klachten over vuurkorven en barbecues. De stichting verzocht de Wetenschapswinkel Biologie om onderzoek en beleidsaanbevelingen ten aanzien van dit probleem. Naast het Meldpuntennetwerk Gezondheid en Milieu houdt ook de Afdeling Groningen van de Vereniging Milieudefensie zich met houtkachels en open haarden bezig. Verder zijn er nauwelijks NGO's in het onderwerp geïnteresseerd.

Milieuprobleem

Zoals hierboven gesteld is, heeft ongeveer 1 op de 5 huishoudens een open haard of houtkachel. Dit gegeven is gebaseerd op vrij oud onderzoek (Hulskotte et al, 1997). Berekeningen van TNO (Hollander et al, 1994), ECN (Okken et al, 1992) laten zien, dat de bijdrage van houtkachels en open haarden in het stookseizoen aanzienlijk kan zijn op wijkniveau. Dit is allemaal vrij oud, en zoals gezegd heeft VROM vanaf 1997 een beleid ingezet om de milieuvervuiling door stoken met vaste brandstoffen te verminderen. Volgens een in opdracht van VROM uitgevoerd onderzoek zijn de vooruitzichten op substantiële vermindering echter niet erg hoopgevend, vooral wegens de lange levensduur van bestaande kachels en haarden, ca 20-30 jaar (MMG Environment, 2000).

Tabel 1 geeft de bijdrage van open haarden en houtkachels aan de luchtvervuiling in Nederland.

Tabel 1. Emissies van houtkachels en open haarden in relatie tot landelijke emissiecijfers.
Bron: VROM, 2000, die zich baseert op publicaties uit 1998.

Stof	Houtkachels en haarden ton/jaar	Landelijke emissies ton/jaar	Percentage emissies houtkachels en haarden t.ov. landelijk totaal in %
Kooldioxide	1.047.000	189.000.000	0,5
Koolmonoxide	55.000		6
Zwaveldioxide	177	135.000	0
Ammoniak	1189	188.000	0,6
Stikstofoxide	1189	497.000	0
Grof stof	1747	37.300	4,7
Fijn stof	4623	41.500	11
Dioxinen	5,4	56,4	9
PAK 10	67	854	8
Fluorantheen	5,2	73,2	7
Benzo(a)pyreen	1,2	3,7	33
Benzeen	576	7490	8
Methaan	3477	1.290.000	0,3
Formaldehyde	169	3470	5
Etheen	957	13.800	7
NMVOS	8471	13.800	7
VOS	11948	1.640.000	0,7
Zinkverbindingen	4,7	266	1,7
Loodverbindingen	2,42	109	2
Kwikverbindingen	0,025	1,07	2
Koperverbindingen	2,8	46,1	6
Cadmiumverbindingen	0,06	1,89	3

Volgens iets recentere schattingen van het RIVM is de bijdrage van consumenten alleen al aan fijn stof emissies in Nederland circa 12%. Een compleet verbod op het stoken van hout in huis zou tot 10% reductie van in Nederland geproduceerd fijn stof leiden. In het uit 2002 daterende rapport stelde RIVM te verwachten, dat de bijdrage van consumenten aan fijn stof door hogere eisen aan verbrandingstoestellen en stookkanalen zou afnemen tot circa 8% in 2010, ontwikkelingen in energieprijzen daargelaten. Het rapport is pessimistisch over het terugdringen van emissies fijn stof van open haarden en houtkachels: volledige vervanging van de huidige haarden en kachels door verbrandingstoestellen met keurmerk zou in 2010 nog niet verwezenlijkt zijn met het dan geldende beleid. Zouden alle kachels en haarden aan de keuringseisen voldoen, dan scheelt dat zo'n 2000 ton fijn stof, pakweg de helft van de huidige emissies (Buringh en Oppenhuizer, 2002). De wet, die een keurmerk verplicht stelt op nieuwe kachels en haarden is inmiddels niet meer van toepassing, omdat hij in strijd is met EU regelgeving.

Gezondheidsrisico's

De emissies en mate van hinder en risico zijn afhankelijk van type kachel of haard, brandstof, schoorsteen, weersomstandigheden en stookgedrag. De schadelijkste emissies ontstaan bij onvolledige verbranding en bij het gebruik van foute brandstoffen als papier, kunststof, textiel, bewerkt hout, plaatmateriaal en

dergelijke. Fijn stof, koolmonoxide, zwaveldioxide, stikstofdioxide, formaldehyde en benzo(a)pyreen worden in verband met gezondheid het meest genoemd. Ongeschikte brandstoffen kunnen daarnaast ook emissies van zoutzuur, zware metalen en dioxinen tot gevolg hebben. De beste verbrandingswaarde en de minste schadelijke emissies treden op bij het stoken van houtbriketten of pellets, gevolgd door goed gedroogd (ca 2 jaar, los gestapeld en onder een overkapping) gekloofd hakhout. Onvoldoende gedroogd hout moet eerst 'droogstoken' voordat het kan branden. Het rendement gaat dan sterk achteruit, met als gevolg meer rookoverlast (VROM, 2000). Echter, goed hout of houtproducten van de brandstoffenhandel is duur en vormt maar een klein percentage van de in Nederland gestookte vaste brandstof. Verreweg het grootste deel wordt verkregen via het informele circuit of eigen snoeihout (VROM, 2000, Buringh en Oppenhuizer, 2002. Respondenten op de in 1992 gehouden enquête door Okken et al gaven toe regelmatig sloophout te stoken of brandstoffen te betrekken uit het afvalcircuit. Hoewel VROM het stoken van papier, kunststof, plaatmaterialen en geveerd, geïmpregneerd of verlijmd hout ten eerste afraadt, is het niet officieel verboden, tenzij de gemeente een daartoe strekkende bepaling in de Algemene Plaatselijke Verordening heeft opgenomen (VROM, 2000).

Blootstelling aan verbrandingsgassen is in verband gebracht met longproblemen, aangeboren afwijkingen, kanker, hartproblemen en algemene malaise zoals vermoeidheid, misselijkheid, hoofdpijn e.d.. Gevoelige groepen, zoals zwangere vrouwen, kinderen en longpatiënten lopen de grootste risico's (Slob et al, 1996, VROM 2000). Het gevaar voor acute kolendampvergiftiging is bij hout stoken niet zo groot, omdat de geur van houtrook waarschuwt voor te hoog oplopende concentraties (VROM, 2000).

Concentraties en derhalve risico's zijn doorgaans het hoogst in het binnenmilieu van de stoker zelf, maar kunnen ook ongezond hoog zijn in de omgeving van de stoker. Vooral in situaties, dat de rook, die de schoorsteen verlaat niet omhoog gaat en daar verwaait, maar naar beneden, kan overlast voor de burens optreden. De meeste kachels in Nederland hebben een te groot vermogen in verhouding tot de te verwarmen ruimte, waardoor ze gesmoord gestookt worden. Hierdoor wordt de temperatuur van de rookgassen verlaagd, wat ten koste gaat van de stijgsnelheid (Den Tonkelaar, 1984, Okken et al, 1992, Slob et al, 1994, VROM 2000).

Houtkachels op woonschepen vormen een categorie apart. Het probleem van overdimensionering van de kachel in de kleine woonvertrekken is nog eens zo groot, en de schoorsteen is ten opzichte van omringende bebouwing heel laag. Rook kan bovendien in een grachtengordel blijven hangen en tot merkbare verslechtering van de luchtkwaliteit leiden op dergelijke locaties (Duijm en Meijer, 1994).

1.3 Opzet van dit onderzoek

In dit onderzoek kijken we vooral naar aantal, aard en afhandeling van klachten. Bewoners die hun klachten niet met de veroorzaker kunnen oplossen, kunnen bij de gemeente verhaal trachten te halen. Om deze reden hebben wij alle gemeenten benaderd met een vragenlijst om het probleem te inventariseren. Daarnaast hebben wij ook de GGD'en benaderd met een vragenlijst, vooral met het oog op gezondheidsklachten. Het aldus verkregen materiaal is aangevuld met literatuuronderzoek en gegevens van twee NGO's, namelijk Milieudefensie Groningen en het Meldpuntennetwerk Gezondheid en Milieu, die bewoners bijstaan in hun problematiek.

Menno Keij heeft Trinette Janssen van Milieudefensie Groningen geïnterviewd. Trinette heeft enkele van haar cliënten gevraagd hun ervaringen op schrift te stellen ten behoeve van dit rapport. Deze getuigenissen zijn geanonimiseerd opgenomen in

dit rapport, in de kaders. Met elkaar geven zij een aardig beeld van het bewonersperspectief.

Het Meldpuntennetwerk heeft daarnaast kwalitatieve en kwantitatieve gegevens ter beschikking gesteld voor dit rapport en archiefstukken ter inzage gegeven. Voorts heeft de heer Van den Heuvel uit Vught ons een aantal technische rapporten en juridische stukken toegestuurd, die de kwaliteit van dit rapport ten goede zijn gekomen.

Op basis van de gevonden resultaten doen wij aanbevelingen welke aspecten van de problematiek in de toekomst nader onderzocht moeten worden.

Ramen dicht tijdens het schilderen

Ik bewoon met vijf andere kunstenaars een voormalig schoolgebouw in de binnenstad. Ook hebben tien mensen er een atelier. Een paar ateliers liggen aan de straatkant, de rest aan een binnenplaats. Sinds de zomer van 2005 is iemand in de buurt op hout gaan stoken, vermoedelijk iemand die woont in het hofje dat grenst aan onze binnenplaats. De schoorstenen van de hofjeswoningen komen uit op de binnenplaats en de lucht blijft hangen tussen de gebouwen, waardoor er voortdurend rookoverlast is. De rook veroorzaakt geïrriteerde slijmvliezen, benauwdheid en hoest. Hoewel mijn woonatelier aan de straatkant ligt, waar de overlast minder is dan aan de binnenplaats, heb ik deze klachten ook en ze nemen toe naarmate de situatie voortduurt.

Eerst hoopten we dat het zou gaan om een open haard die niet permanent zou branden, maar nu het winter is blijkt dat er helaas full-time gestookt wordt. Met name voor schilders en beeldhouwers die in één ruimte wonen en werken is het belangrijk om regelmatig een raam open te kunnen zetten voor frisse lucht, dus dit is meer dan vervelend. Desondanks zie ik er tegen op om de veroorzaker te localiseren en aan te spreken omdat ik eigenlijk alleen maar een conflict en geen oplossing verwacht. Wel heb ik een beperkt aantal foldertjes van Milieudefensie verspreid met informatie over de uitstoot die veroorzaakt wordt door houtstook in de hoop dat er één ervan bij de stoker terecht komt. Misschien gaat de lol van het stoken op hout er na een tijdje vanzelf af en gaat de c.v. weer gewoon aan maar mocht dit niet het geval zijn dan zal er binnenkort toch een gesprek moeten plaatsvinden.

Eigenlijk zouden houtkachels, open haarden en allesbranders verboden moeten worden in de toch al zo vervuilde binnensteden. (de straat waar wij wonen is ook nog een aanvoerroute voor een parkeergarage). De overheid zou in elk geval meer informatie moeten geven over de gevolgen voor de gezondheid die "sfeerverwarming" kan hebben, zodat mensen die er overlast van ondervinden zich meer gesteund voelen in hun bezwaren. Als je nu te kennen geeft dat je er last van hebt wordt er vaak op gereageerd zoals vroeger op mensen die op hun werkplek last hadden van sigarettenrook: je bent een aansteller en je verpest het voor een ander. Als er meer over bekend zou zijn zouden de stokers wellicht eerder geneigd zijn hun gedrag aan te passen, bijvoorbeeld door de houtkachel of open haard niet als hoofdverwarming te gebruiken.

Voor ons zou dat al een hele vooruitgang zijn.

Mw. H. te G.

De enquêtes en het interview zijn uitgevoerd door Menno Keij in het kader van zijn doctoraalstudie biologie onder begeleiding van Maureen Butter, coördinator van de Wetenschapswinkel Biologie. Een belangrijk deel van de achtergrondinformatie en de aanbevelingen zijn het werk van Maureen Butter, die ook de eindredactie van dit rapport had.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de enquête kort toegelicht. In het volgende hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van het vragenlijstonderzoek onder de gemeenten en de GGD-en. In hoofdstuk 4 vind u de visie van Trinette Janssen en in hoofdstuk 5 een resumé van de meldingen, die bekend zijn bij het Meldpuntennetwerk Gezondheid en Milieu. In hoofdstuk 6 worden de van toepassing zijnde wetten en regels besproken en hoofdstuk 7 geeft onze conclusies en aanbevelingen. In de bijlagen vindt u aanvullende informatie en de gebruikte vragenlijsten. Ervaringen van bewoners vindt u verspreid in de tekst in de kaders.

2. Toelichting op de enquête

Via email zijn alle gemeenten en GGD-en bevraagd met grotendeels overeenkomstige vragenlijsten.

2.1 Vragenlijst gemeenten

De vragenlijst inventariseert de situatie over het jaar 2004. In eerste instantie heeft Menno Keij een random steekproef van 49 genomen uit het totaal van 467

gemeenten. Deze heeft hij de eerste versie van de vragenlijst gestuurd (zie bijlage 5.2). Slechts 13 gemeenten stuurden de vragenlijst retour. Vervolgens heeft hij de andere 418 gemeenten ook een vragenlijst gestuurd. Dit betreft de tweede versie (zie bijlage 5.3), waarin op advies van Trinette Janssen een aantal extra vragen zijn opgenomen over klachtenregistratie. Uiteindelijk heeft dus elke gemeente een vragenlijst per e-mail ontvangen. De gemeenten hadden de mogelijkheid de vragenlijst digitaal of per post terug te sturen. In totaal zijn 117 vragenlijsten retour ontvangen.

Overall uitgerookt

Eind maart tot eind oktober verblijven wij in onze recreatiewoning in het bos van S., gelegen aan de XXX in Z. In dit bos staan nog 24 andere recreatiewoningen. Het bos grenst aan een wijk, die uit vrijstaande woningen met laagbouw bestaat. In de gemeentelijke bouwverordening was eerst de bouw van open haarden (houtkachels) in recreatiewoningen verboden, maar sinds enkele jaren niet meer. Dus enkele burens hebben een open haard laten inbouwen. Bovendien is in bijna elke niet-recreatiewoning in deze wijk een open haard of houtkachel aanwezig.

Voor mij geldt, dat ik in het voor- en naseizoen bij fris en koud weer, als de wind de juiste richting heeft, soms mijn slaapkamerraam moet sluiten vanwege de doordringende brandlucht uit de schoorstenen.

Als ik naar buiten ga om een frisse neus te halen en de geuren van het bos op te snuiven, ruik ik op mijn terras en verderop alleen maar vieze rook. De stank is ook te zien, omdat de schoorsteen van een woning aan de XXX grijze rookwolken uitstoot. Dit in combinatie met de schoorstenen van mijn burens op het recreatieterrein en in de woonwijk. Er hangt een soort deken van onfrisheid over me heen. Wat ik inadem weet ik niet, maar het is erg onaangenaam.

Ik heb actie genomen bij de recreatievereniging, maar het probleem ligt maar voor een klein gedeelte bij hen. Er moet meer gebeuren, richting permanente bewoners. Het bos moet als bos blijven ruiken.

De rest van het jaar woon ik in de XXX in G. Nu het kouder wordt ruik ik de geur van brandende kachels in de straat, soms hinderlijk en soms niet, maar altijd niet-aangenaam.

Als er een redelijke oostenwind is, moet ik mijn slaapkamerraam sluiten vanwege de stank van rook. Soms dringt de stank door de dichte ramen en deuren heen. In de nacht kan het slaapkamerraam op de eerste etage weer open. Ik vermoed, dat de stank veroorzaakt wordt door mijn achterburen die in een oude smederij wonen.

(Mw. K. te G.)

De vragenlijst bevat vragen over de volgende aspecten van rookoverlast:

- Aanwezigheid klachtenlijn en klachtenregistratie
- Aantal ontvangen klachten in 2004
- Aard van klachten, bron van klachten
- Gemeentelijke handhaving en advisering
- Oplossing van klachten
- Toereikendheid van wettelijke regelingen

2.2 Vragenlijst GGD'en

De vragenlijst (zie bijlage 5.4) inventariseert wederom de situatie over 2004. Alle 39 GGD'en van Nederland hebben de vragenlijst per e-mail ontvangen. De GGD'en hadden de mogelijkheid de vragenlijst digitaal of per post terug te sturen.

De vragenlijst bevat vragen over de volgende aspecten van rookoverlast:

- Aantal ontvangen klachten in 2004
- Aard van klachten, bron van klachten
- Advies en hulp van GGD'en
- Oplossing van klachten
- Toereikendheid van wettelijke regelingen

De inhoud van de vragenlijst voor GGD'en komt grotendeels overeen met de vragenlijst voor gemeenten. De nadruk in deze vragenlijst ligt echter op de gezondheidsproblemen die gepaard gaan met rookoverlast.

2.3 Analyse van de vragenlijsten

De gegevens van de vragenlijsten zijn geanalyseerd met behulp van Excel©. Voor de analyse is gebruik gemaakt van gegevens van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS, januari 2005) omtrent de omvang van bevolkingsgroottes van gemeenten. Antwoorden op open vragen zijn gegroepeerd in verschillende categorieën, om het geheel overzichtelijk te houden.

3. Resultaten vragenlijstonderzoek

3.1 De gemeenten

3.1.1 Respons

In tabel 2 staat aangegeven hoeveel gemeenten elke provincie telt en hoeveel van deze gemeenten de vragenlijst hebben teruggestuurd. Ook staat er hoeveel inwoners absoluut en procentueel door de teruggestuurde vragenlijsten gedekt worden. In totaal dekken de teruggestuurde vragenlijsten 4 623 829 bewoners, dit is 28,4% van de totale bevolking. Provinciaal gezien zijn Flevoland (52,5%) en Noord-Holland (42,2%) uitschieters naar boven. In Drenthe heeft slecht één gemeente de vragenlijst teruggestuurd. .

Tabel 2 Aantal gemeenten per provincie en dekking van de bevolking door de vragenlijsten per provincie

Provincie	Inwoners	Aantal gemeenten	Teruggestuurde vragenlijsten		Dekking van inwoners door vragenlijsten	
			Absoluut	%	Absoluut	%
Drenthe	483 049	12	1	8 %	25 212	5,2 %
Flevoland	365 359	6	2	33 %	192 091	52,6 %
Friesland	642 991	31	8	26 %	176 088	27,4 %
Gelderland	1 972 268	56	13	23 %	468 928	23,8 %
Groningen	575 282	25	6	24 %	105 516	18,3 %
Limburg	1 136 216	47	14	30 %	245 599	21,6 %
Noord-Brabant	2 405 431	68	22	32 %	752 516	31,3 %
Noord-Holland	2 594 168	65	16	25 %	1 095 672	42,2 %
Overijssel	1 109 059	25	6	24 %	279 282	25,2 %
Utrecht	1 171 461	33	7	21 %	262 496	22,4 %
Zeeland	379 983	13	3	23 %	74 928	19,7 %
Zuid-Holland	3 456 139	86	19	22 %	945 501	27,4 %
Totaal	16 291 406	467	117	25 %	4 623 829	28,4 %

3.1.2 Klachtenlijn en klachtenregistratie (vr. 1, 2)

Aangezien deze vraag niet is gesteld in de eerste versie van de vragenlijst, is deze vraag beantwoord op 104 van de 117 vragenlijsten. De vraag luidde of de gemeente een algemene klachtenlijn had voor overlast in het algemeen (rook, stank, geluid, ed). 64% van de gemeenten had geen speciale klachtenlijn en 36% wel. Meestal worden bewoners met klachten doorverbonden met de afdeling Bouwzaken, Milieu, Leefomgeving, e.d. Soms kunnen bewoners hun klachten niet bij de gemeente kwijt, maar wel bij een andere instantie. Zo noemen enkele gemeenten de Milieudienst en een Provinciale Milieuklachtenlijn. Twee gemeenten zeggen dat ze alleen schriftelijke of digitale klachten in behandeling nemen.

76 (65%) gemeenten zeggen de klachten te registreren, 31 zeggen van niet, en van de overige 10 gemeenten is het niet bekend. Sommige gemeenten, die niet registreren geven aan, dat het aantal klachten af te leiden valt uit de dossiers en correspondentie.

Enkele gemeenten geven aan, alleen klachten van of over bedrijven te registreren, sommige melden alleen schriftelijke klachten te registreren en sommige geven aan dat de klachten bij verschillende diensten of stadsdelen geregistreerd worden. Een groot aantal gemeenten dat zegt geen klachten te registreren, geeft toch een

antwoord op de vraag over het aantal klachten. Een aantal gemeenten dat wel registreert geeft aan, dat het opgegeven aantal een schatting is, of kan geen getal noemen. Mogelijk is het klachtenregistratiesysteem niet zo specifiek, dat er op 'houtkachels', 'stookoverlast', 'barbecue' of 'vuurkorf' gezocht kan worden.

3.1.3 Aantal klachten (vr. 3)

In tabel 3 staat elke provincie genoemd met de resultaten van vraag 3 van de vragenlijst. Deze vraag luidt hoeveel klachten omtrent overlast door houtkachels, haarden en stoken buiten de gemeenten in 2004 hebben ontvangen. Per provincie is vermeld hoeveel klachten het betreft. In de laatste kolom staat het aantal klachten per 10 000 inwoners.

Gezien de wijze waarop de meeste gemeenten hun klachtendossiers bijhouden dan wel klachten registreren, gaan we ervan uit dat meerdere klachten van dezelfde persoon

over
dezelfde
casus als
één klacht
geteld
worden.
Ook lijkt het
ons
aannemelijk
, dat een
klacht
(casus) een
huishouden
betreft,
waar
meerdere
personen
overlast
kunnen
ondervinden
. Van de
117
gemeenten,
die de
vragenlijst
terugstuurd
en, kunnen
7 geen getal
of schatting
geven. De
overige 106
gemeenten
zeggen in
2004 in
totaal 332
klachten te
hebben

Brandbrief

Geachte heer XXX,

Aangezien u raadslid bent van Liberaal Bloemendaal en nauw betrokken bent bij de kwestie 'bereikbaarheid kust' lijkt me deze bijlage zeer toepasselijk. Hiermee in verband staande zou ik u willen vragen het egoïstische en asociale gebruik van open haarden en allesbranders in Bloemendaal aan de kaak te stellen? Men houdt bij het stoken nl. vaak totaal geen rekening met de plaatselijke weersomstandigheden, zoals mist, windstilte, enz. Op dit moment van schrijven komt de stank mij ook weer tegemoet door het op een kier staande raam. Ventilatie en 'frisse' lucht zijn heel belangrijk, wordt ons door menig folder voorgehouden, maar zo gezond en fris is die buitenlucht (nog steeds) niet!

Omwonenden van die smerige roetpijpen leven hierdoor in de ongezonde stank en zwaar verontreinigde ongefilterde lucht van deze letterlijk en figuurlijk stinkend rijke, zgn. gashouderige ongezonde gewoonte. Er zijn tegenwoordig, zoals u weet, modernere en minder vervuilende manieren van verwarmen en koken !

Wat onze vitale, levensbelangrijke (adem)lucht betreft moet er nog een hele grote mentaliteits- en bewustwordingsomslag c.q. (r)evolutie plaatsvinden, ook wat betreft die gigantische hoeveelheid stinkyToys overal. Over rookverboden en waarschuwingen gesproken !...

Gelukkig komen er steeds meer mensen die hier aandacht en oplossingen voor vragen, d.m.v. voorlichting en acties, zoals o.a. Milieudefensie (zie: www.milieudedefensie.nl/ en <http://www.rtl.nl/actueel/rtlnieuws/video/> onder: 'Video's vrijdag' - 'Actie Milieudedefensie' van 13 mei jl.) De landelijke politiek en de media besteden hier, vooral de laatste tijd, veel aandacht aan en met recht ! Ik ben meteen (actief) lid geworden en er staat nog wat op stapel !

Iets anders nog: ik heb, jammer genoeg, nog geen antwoord van u mogen ontvangen op mijn mailtje van 12 mei jl. Misschien komt dit door drukte of andere omstandigheden, maar ik vraag mezelf dan altijd af of u het wel ontvangen heeft, want er gaat regelmatig iets mis met computers, vooral de mijne. Ik hoop dat u ook in deze kwesties wat zult kunnen betekenen en ben heel benieuwd hoe uzelf hierover denkt. Alvast bedankt, succes en sterkte,

met vriendelijk groet,

P.T.

ontvangen.

Per provincie valt het aantal klachten hoog uit voor Friesland met 2,3 en Limburg met 2,1 klachten per 10 000 inwoners. Voor Flevoland (0,3), Noord-Holland (0,4), Overijssel (0,5) valt het aantal klachten laag uit. In totaal zeggen 33 gemeenten helemaal geen klachten te hebben ontvangen.

Tabel 3 De verschillende provincies met absolute en procentuele dekking van bevolking door vraag 3 van de vragenlijst. In de derde kolom staat het aantal ontvangen klachten per provincie. In de laatste kolom staat het aantal klachten per 10 000 inwoners. Onderaan zijn de totaalscores weergegeven.

Provincie	Dekking van inwoners door vraag 3 vragenlijst		Klachten	# klachten per 10 000 inwoners
	Absoluut	% van totaal aantal inwoners provincie		
Drenthe	25 212	5,2 %	3	1.19
Flevoland	192 091	52,6 %	6	0.31
Friesland	176 088	27,4 %	41	2.33
Gelderland	441 761	22,4 %	33	0.75
Groningen	105 516	18,3 %	14	1.33
Limburg	218 877	19,3 %	53	2.42
Noord-Brabant	738 139	30,7 %	58	0.79
Noord-Holland	1 014 076	39,1 %	55	0.54
Overijssel	279 282	25,2 %	14	0.50
Utrecht	258 209	22,0 %	15	0.58
Zeeland	74 928	19,7 %	6	0.80
Zuid-Holland	350 016	10,1 %	34	0.97
Totaal	3 874 195	23,8 %	332	1,04

3.1.5 Trend in aantal klachten (vr. 4)

65 gemeenten zeggen dat het aantal klachten de laatste jaren constant is. 15 gemeenten constateren een toename en 11 gemeenten een afname.

3.1.6 Overlastbronnen (vr. 5)

Aan de gemeenten is ook gevraagd hoe de overlastbronnen (open haarden / houtkachels / stoken buiten) procentueel gezien verantwoordelijk zijn voor de klachten. Van de gemeenten die klachten hebben ontvangen (84), gaven 79 gemeenten een duidelijk antwoord op deze vraag. Deze gemeenten, 68% van het totaal aantal respondenten vertegenwoordigden 54% van de bevolking en ontvingen 69% van de klachten.

In tabel 4 staan de resultaten. Houtkachels zijn de grootste oorzaak van klachten, ze zijn de reden voor bijna de helft van de klachten.

Tabel 4 De verschillende overlastbronnen met hun procentuele aandeel in het aantal klachten

Overlastbronnen	Aandeel in %
Open haarden	24%
Houtkachels	46%
Stoken buiten	30%

3.1.7 Aspecten van het stoken die de overlast veroorzaken (vr. 6)

Er zijn verschillende aspecten van het stoken die voor problemen kunnen zorgen. Van 270 van de 317 klachten gaven gemeenten een duidelijk antwoord over de oorzaak. In tabel 5 staan de resultaten. Het blijkt dat vooral slechte rookafvoer (31%) en stoken bij mistig / windstil weer (32%) veel klachten veroorzaken, maar ook slechte brandstof veroorzaakt veel problemen (23%). Onder de categorie 'anders' werden antwoorden als illegaal stoken, de afstand van rookafvoer t.o.v de burens, gevaar en slecht stookgedrag genoemd.

Tabel 5 De verschillende overlast veroorzakende aspecten met hun procentuele aandeel in het aantal klachten

Overlast veroorzakende aspecten	Aandeel in %
Meerdere stookplaatsen in nabije omgeving	2%
Slechte brandstof*	23%
Slechte rookafvoer	31%
Stoken bij mistig / windstil weer**	32%
Anders	12%

* Vervuild / te nat hout / afval

** Ook meegenomen; verkeerde windrichting / draaiingen

3.1.8 Aard van klachten (vr. 7)

Het antwoord van de gemeenten op de vraag over welk aspect het meest geklaagd wordt (280 van de 317 klachten) staat weergegeven in tabel 6. Het overgrote deel (68%) van de klagers heeft last van de stank.

Tabel 6 De verschillende vormen van klachten als gevolg van rookoverlast met hun procentuele aandeel in het aantal klachten.

Klachten	Aandeel in %
Gezondheid (kinderen, astma, etc.)	15%
Stank	68%
Roet	13%
Anders	5%

3.1.9 Trend in aard van klachten (vr. 8)

Deze vraag is door de gemeenten anders geïnterpreteerd dan wij bedoeld hadden. Wij bedoelden trends in klachten die met gezondheid, stank etc. te maken hebben. De gemeenten geven daarentegen een antwoord op de vraag of er trends zijn in overlastbronnen. Overigens zeggen de meeste gemeenten geen trend waar te nemen, of vullen de vraag niet in.

Zes gemeenten antwoordden dat het aantal klachten buiten is toegenomen, waarvan twee door de barbecue en vier door de vuurkorf. Over haarden en houtkachels zijn de schaarse antwoorden verdeeld. Een aantal gemeenten zegt dat in de herfst het aantal klachten van houtkachels en haarden toeneemt.

3.1.10 Advies / actie van gemeente als reactie op stookklachten (vr. 9)

Advies

32 gemeenten gaven de veroorzaker advies over het te verstoppen materiaal en / of stoken met mistig / windstil weer. Acht van deze gemeenten zegt de veroorzaker een folder van VROM te hebben gegeven, of te hebben verwezen naar de website

van VROM. Drie van deze gemeenten gaven de veroorzaker ook informatie over de regelgeving.

Actie

In tabel 7 staat welke vormen van actie de gemeenten hebben ondernomen tegen stookoverlast. De meest voorkomende actie is het controleren van de schoorsteen aan de hand van het bouwbesluit (41x). Deze

controle kijkt o.a. of de schoorsteen hoog genoeg is en of de schoorsteen op de juiste plaats zit. In 11 gemeenten krijgt de klager het advies om het zelf met de burens op te lossen en in 15 gemeenten treedt de gemeente op als bemiddelaar tussen klager en stoker. Elf gemeenten gaan ter plekke kijken (wat natuurlijk voor meer vormen van actie geldt, zoals het controleren van de schoorsteen). Elf gemeenten schakelen de politie, de

milieupolitie, de stadswacht of de brandweer in om het probleem op te lossen. Andere acties zijn een proces verbaal laten opmaken, vooral tegen stoken buiten (6x), de klager wijzen op het privaatrecht (5), het buiten stoken controleren op vergunning (5x) en het toepassen (op enigerlei wijze) van de Algemene Plaatselijke Verordening (APV). Een klein aantal gemeenten onderneemt ander soort actie (zie onderste rijen tabel 6).

Wegens overlast verhuisd

Ik heb via de website van milieudefensie Groningen het nodige gelezen over open haarden overlast. Wij zijn al 2 jaar bezig om van deze overlast af te komen. We vallen niet onder de gemeente Groningen, maar ik zou toch graag een advies willen hebben, daar ik ten einde raad ben. We wonen in XXX (Drenthe) in een wat oudere buurt waar ongeveer 80 % een open haard heeft. Op zich is dat geen probleem en als ik een haard zou hebben, zou ik hem af en toe ook wel eens aan doen.

Om ons heen (in alle windrichtingen) wonen ongeveer 6 frequente haarden stokers waarvan er een aantal zelfs met 19 graden de haard nog aan doen. Dus waar de wind ook vandaan komt we zitten dus dagelijks tot 01:00 uur s'nachts in de ellendige rook overlast.

We zijn naar de mensen toe gegaan om te vragen of het wat minder kan, maar werdenn ter plekke de deur weer gewezen.

De gemeente heeft wel nota genomen van onze klacht, maar onderneemt geen enkele actie in de buurt om het probleem kenbaar te maken. Ik heb het halve internet al geraadpleegd, maar wettelijk gezien is er niets mogelijk en kun je alleen op basis van 'Goodwill' iets bereiken.

De politie doet niets en komt alleen maar als ik uit frustratie mijn radio keihard aanzet.

Doordat we onze nood geklaagd hebben in de buurt, willen nog maar weinig mensen contact met ons hebben. Een goedmorgen of hallo is al te veel geworden.

Mijn 2 oudste zoons en ik hebben lichte bronchitis en hoesten dus heel wat af. (Alleen als we overlast hebben). Buiten dit feit om vind ik het stinken. Ons kerst en paasdiner zijn er bij ingeschoten omdat we tijdens het gourmetten geen enkele deur of raam konden open doen. Ook ben ik psychopathisch bezig om om de 5 minuten te controleren of we de ramen en deuren al weer dicht moeten doen. De overlast komt altijd onverwacht en dan zit het al weer in je huis en krijg je het er niet meer uit.

We zijn bij een makelaar geweest en gaan eind april ons huis te koop zetten. Dit doet ons erg veel pijn omdat we ons perfecte plekkie gevonden dachten te hebben. Ruime tuin (800 m2) voor ons en onze 4 kinderen is ideaal. Een rustige buurt veel bomen en natuur etc.

Hebben we de juiste stap genomen, of kan ik nog iets anders doen ?

Familie S.

NASCHRIFT: Inmiddels zijn we verhuisd, omdat de overlast niet ophield en omdat een aantal mensen in de buurt spontaan een bord te koop in onze tuin hadden geplaatst.

Tabel 7 Verschillende vormen van actie die gemeenten ondernemen na het ontvangen van klachten over stoken met het aantal gemeenten die dezelfde vorm van actie uitvoeren.

Actie	Aantal
Controleren of schoorsteen aan normen bouwbesluit voldoet	41
Overleg tussen klager en veroorzaker samen met gemeente	15
Klager adviseren te overleggen met veroorzaker	11
Ter plekke kijken	11
Politie / milieupolitie / milieudienst / stadswacht / brandweer inschakelen	11
Proces verbaal opmaken (vooral voor buiten)	6
Klager wijzen op privaatrecht / nemen van privaatrechtelijke stappen	5
Buiten stoken controleren op vergunning	5
APV toepassen	5
Stookmateriaal controleren	4
Rookkolom / verdunningsfactor bekijken om evt. overlast vast te stellen	3
Stookgedrag controleren	3
Advies vragen aan milieudienst	2
Stookinstallatie controleren	1
Hinderstappenplan VROM volgen	1
Klager advies geven hoe klachten te registreren	1

In tabel 8 staan de overige reacties die gemeenten geven op deze vraag. Vier gemeenten zeggen dat ze helemaal niet kunnen optreden tegen stookoverlast en wederom vier gemeenten zeggen dat ze alleen kunnen optreden op basis van de bouwverordening (controleren van bouw van schoorsteen). Een klein aantal gemeenten geeft een andere reactie (zie onderste rijen tabel 7).

Tabel 8 Overige reacties van gemeenten op de vraag hoe ze op treden tegen rookoverlast en het aantal gemeenten die dezelfde reactie hebben gegeven.

Overige reacties	Aantal
Het is voor de gemeente niet mogelijk om op te treden	4
Alleen optreden op basis van bouwverordening mogelijk	4
Alleen gemeentelijke actie bij herhaalde klachten	2
Bij tussenkomst van gemeente of politie ontstaat vaak burenruzie	2
Oorzaak klacht vaak burenruzie	2
Er is nog geen duidelijk beleid	1

3.1.11 Afwikkeling van de klachten (vr. 10)

In tabel 9 staat weergegeven hoe vaak stookklachten worden opgelost. 65% van de gemeenten zegt dat klachten bijna altijd of altijd opgelost worden. 18% zegt daarentegen dat klachten nooit tot bijna nooit worden opgelost. 8% zegt dat ze het niet weten en 6% zegt dat het afhankelijk is van de welwillendheid van de veroorzaker en het verloop van burenoverleg.

Tabel 9 De mate van succes van oplossen van stookklachten.

Hoe vaak worden klachten opgelost	Aantal
Altijd tot bijna altijd	65%
Nooit tot bijna nooit	18%
Onbekend	8%
Afhankelijk van welwillendheid veroorzaker en verloop van burenoverleg	6%
In 50 % van de gevallen	3%

In tabel 10 staan de verschillende oplossingen tegen stookoverlast. 14 gemeenten zeggen dat de problemen voorbij waren na aanpassing van het rookkanaal. 14 gemeenten zeiden dat de burens onderling tot een oplossing kwamen, waarvan 9 keer met bemiddeling van de gemeenten. Voor stoken buiten zeggen 4 gemeenten dat ze een proces verbaal lieten opmaken. Drie gemeenten hebben de stoker een

stookverbod opgelegd. Het kan echter ook simpeler, want in drie gemeenten lossen de problemen zich vanzelf op, geholpen door de wind. Twee gemeenten zeggen dat de stoker vrijwillig het stoken staakt en één gemeente noemt de juridische aanpak van een stoker.

Tabel 10 Oplossingen voor stookproblemen en het aantal gemeenten die de verschillende oplossingen noemen.

Hoe is oplossing tot stand gekomen?	Aantal
Aanpassing van het rookkanaal	14
Overleg samen met de buren	9
Door buren onderling	5
Proces verbaal (vooral stoken buiten) opmaken	4
Stookverbod opleggen	3
Vanzelf / door de wind	3
Veroorzaker staakt stoken vrijwillig	2
Juridisch aanpakken	1

Zoals in tabel 11 is weergegeven, is een oplossing helaas niet altijd mogelijk. Vier gemeenten zeggen dat een burenruzie vaak ten grondslag ligt aan de klachten en dat de gemeente dan weinig meer kan doen. Drie gemeenten zeggen dat bij mistig of windstil weer de klachten aanhouden. Twee gemeenten zeggen dat de mogelijkheden tot optreden gering zijn, met uitzondering van controle van de schoorsteen. Andere reacties zijn dat de brandstof niet gecontroleerd kan worden, dat slecht stookgedrag moeilijk te corrigeren valt en dat een barbecue niet te verbieden valt.

Tabel 11 Redenen waarom een oplossing niet tot stand is gekomen en het aantal gemeenten die deze redenen noemen.

Waarom is oplossing niet tot stand gekomen?	Aantal
Burenruzie	4
Bij mistig / windstil weer houden klachten aan	3
Mogelijkheden gemeente naast controleren schoorsteen beperkt	2
De brandstof kan niet gecontroleerd worden	1
Slecht stookgedrag is moeilijk te corrigeren	1
Barbecue is niet verboden, dus moeilijk te verbieden	1

3.1.12 Toereikendheid wetgeving (vr.11)

De gemeenten zijn fifty-fifty verdeeld over de vraag of de wettelijke regelingen rondom stoken streng genoeg zijn om veroorzakers van overlast aan te pakken. 44 gemeenten vinden van wel, 44 vinden van niet.

In tabel 12 staan redenen van gemeenten waarom ze de wetgeving streng genoeg vinden. Beschrijvingen van en verwijzingen naar wetgeving staan in de bijlage. Twaalf gemeenten vinden dat de Algemene Plaatselijke Verordening (APV) genoeg middelen biedt om stokers aan te pakken. Wat er precies in hun APV's staat, is niet duidelijk, maar het is waarschijnlijk dat ze artikel 7.3.2 van de Modelbouwverordening (MBV) omtrent Hinder in de APV hebben opgenomen (zie bijlage 5.1). Zes gemeenten zeggen specifiek op basis van dit artikel voldoende middelen in handen hebben om stookoverlast aan te pakken. Vijf gemeenten noemen de Wet Milieubeheer als middel. Tien gemeenten zeggen dat de regelgeving voor het stoken buiten voldoende is, omdat het in hun gemeente verboden is, of alleen met een ontheffing is toegestaan.

Tabel 12 Redenen waarom de wetgeving streng genoeg is om stookoverlast aan te pakken en het aantal gemeenten die deze redenen noemen.

Wetgeving streng genoeg:	Aantal
want APV biedt voldoende handvaten	12
voor buiten, want stookverbod of alleen stoken met ontheffing	10
want art 7.3.2 van Modelbouwverordening biedt voldoende handvaten voor aanpak	6
want de Wet Milieubeheer biedt voldoende handvaten	5

In tabel 13 staan redenen waarom gemeenten de wetgeving niet streng genoeg vinden. Twaalf gemeenten vinden de wetgeving vaag, complex of weten niet goed wanneer ze welke regelgeving kunnen toepassen. Negen gemeenten zeggen dat alleen opgetreden kan worden op basis van het bouwbesluit, wat over het algemeen inhoudt dat alleen gekeken wordt of de schoorsteen aan de wettelijke bouweisen voldoet. Het hinderartikel 7.3.2 uit de MBV vindt men lastig toe te passen: vijf gemeenten zeggen dat hinder een subjectief begrip is, wat uitvoer van beleid er niet makkelijker op maakt. Daarnaast is het verbranden van afval moeilijk te bewijzen (5). Twee gemeenten zeggen dat bewijs lastig te verzamelen is, omdat gemeenten niet over de technische middelen beschikken om rookoverlast objectief vast te stellen. Twee gemeenten zeggen dat slecht stookgedrag moeilijk aan te pakken is, twee andere gemeenten zeggen dat de afstand van de rookafvoer tot de buurwoning niet is meegenomen in de wet. Twee gemeenten noemen vuurkorven als lastig aan te pakken overlastbronnen. Overige reacties zijn dat het moeilijk te controleren is of hout twee jaar heeft gedroogd, dat handhaving tijdrovend is, dat het niet mogelijk is om zomaar een woning van een stoker te betreden en dat handhaving van stoken buiten moeilijk is. Er zou een verbod op stoken moeten komen bij mistig / windstil weer en een verbod op stoken van houtkachels zonder keurmerk.

Tabel 13 Redenen waarom de wetgeving niet streng genoeg is om stookoverlast aan te pakken en het aantal gemeenten die deze redenen noemen.

Wetgeving niet streng genoeg, want:	Aantal
Wetgeving vaag / complex / lastig welke regelgeving waarvoor	12
Open haarden / houtkachels alleen aan te pakken op basis van het bouwbesluit	9
Hinder is een subjectief begrip, lastig bij uitvoeren beleid	5
Moeilijk te bewijzen (afvalverbranding, ed.)	5
Geen technische middelen om rookoverlast vast te stellen	2
Slecht stookgedrag moeilijk aan te pakken	2
Afstand buuren niet meegenomen in wetgeving	2
Vuurkorven lastig	2
Overig	6

Vijf gemeenten vinden dat de wetgeving niet echt van toepassing is op stookoverlast, omdat buuren zelf de verantwoordelijkheid dragen om problemen onderling op te lossen. Drie gemeenten zeggen dat optreden tegen stookoverlast geen prioriteit vormt binnen hun handhavingsbeleid. Twee gemeenten menen dat niet elke vorm van hinder een overtreding is van regels. Dat is meer dan 10% van de gemeenten met klachten.

3.1.13 Overige opmerkingen (vr.12)

Drie gemeenten melden dat stoken buiten alleen is toegestaan voor vreugdevuren en één gemeente zegt alleen ontheffingen te geven voor verbranden van snoeihout. Twee gemeenten wijzen nogmaals op de eigen verantwoordelijkheid van bewoners om stookproblemen onderling op te lossen. Eén gemeente zegt dat er te weinig voorlichting over verantwoord stoken wordt verspreid, een andere zegt dat dit juist wel het geval is. Twee gemeenten noemen nogmaals dat de regelgeving te ingewikkeld is en twee anderen wijzen wederom op de subjectieve aard van het

woord 'hinder' in artikel 7.3.2 van de Modelbouwverordening. Verder wordt genoemd dat vooral hoofdverwarming op hout voor problemen zorgt, dat de meeste problemen ontstaan bij warmte-terugwin installaties in huizen (van de burens, die hinder ondervinden) die actief lucht de woning in zuigen en dat het verstoken materiaal buiten van tevoren gecontroleerd wordt. Tolerantie van bewoners zou vaak bepalend zijn voor het komen tot een oplossing. Vuurkorven zorgen voor veel overlast, daarvoor zou een verkoopverbod moeten komen. De Wet Milieubeheer zou aangepast moeten worden zodat hij meer van toepassing wordt op particulieren, in plaats van alleen op bedrijven. Er zou een landelijk stookverbod moeten komen voor stoken buiten met een ontheffingsregeling voor uitzonderingsgevallen. Het stoken van houtkachels en haarden moet verboden of ontmoedigd worden. Er moet wetgeving komen voor welke materialen verstoekt mogen worden en bij welke weersomstandigheden, de milieupolitie moet streng handhaven. Mensen weten vaak niet waar ze moeten klagen, gemeenten leven de APV niet altijd na. Het bestrijden van stookoverlast is per gemeente erg verschillend en is afhankelijk van de regionale cultuur. Eén gemeente verwijst mensen die een open haard willen bouwen naar een professionele open haard bouwer. Tot slot vindt één gemeente dat stookoverlast het gevolg is van falend sociaal beleid en de invoering van de euro, waardoor mensen op zoek gaan naar goedkopere manieren van verwarming.

3.1.14 Samenvatting gemeenten

De respons op deze vragenlijst was 25%. Dat is redelijk bij dit soort enquêtes. Onder de respondenten bevinden zich zowel grote als kleinere gemeenten; ook is het aantal respondenten redelijk evenwichtig over de provincies verdeeld. Ongeveer eenderde van de gemeenten heeft een speciale klachtenlijn en een ruime meerderheid (70%) registreert de klachten. De meeste gemeenten zijn echter niet in staat het exacte aantal klachten op te geven. Op basis van deze enquête bedraagt het aantal klachten per jaar 104 per 100.000 inwoners. De meerderheid van de klachten (70%) betreft het stoken met houtkachels, de overige 30% betreffen stoken buiten, inclusief afval verbranden. De meeste bewoners klagen over stank, in 15% van de gevallen wordt ook gezondheid genoemd

Minder dan de helft van de gemeenten (46%) met klachten controleert de schoorsteen. Zo'n 17% van de gemeenten bemiddelt tussen klager en veroorzaker, een gelijk aantal adviseert de bewoners en/ of de veroorzakers, in 12% gaat men ter plekke kijken (wat dat ook mag inhouden), 12% verwijst door en slechts enkele gemeenten doen meer, b.v. stookinstallatie of brandstof controleren, milieudienst inschakelen e.d. Een ruime meerderheid van de gemeenten is van oordeel dat de klachten meestal worden opgelost. Voor zover details werden gegeven werd in de helft van de gevallen de problematiek opgelost door het aanpassen van de schoorsteen en voor de andere helft in onderling overleg, al dan niet met bemiddeling van de gemeente. Ongeveer 50% van de gemeenten vindt de wetgeving toereikend, maar niet duidelijk is, in hoeverre zij ook daadwerkelijk handhaven. De andere 50% vindt de wetgeving ontoereikend, te vaag, te complex. Ruim 10% van de gemeenten vinden het niet hun taak om handhavend op te treden bij stookoverlast.

3.2 De GGD'en

Het bleek dat een aantal GGD'en bij elkaar hoorden of dezelfde contactpersoon voor deze problemen hadden. Dit betreft de volgende:

GGD Noord Kennemerland en GGD West-Friesland

GGD Regio IJssel-Vecht en GGD Regio Twente

GGD Oostelijk Zuid-Limburg en GGD Westelijke Mijnstreek

Als we de combinaties als 1 rekenen, komen we uit op totaal 36 in plaats van 39 GGD'en.

3.2.1 Respons

Van de 36 GGD'en hebben 16 de vragenlijst teruggestuurd. Drie GGD'en hadden de vragenlijst weliswaar niet teruggestuurd, maar hebben wel gemaild dat ze geen klachten hebben ontvangen. Dit resultaat is meegenomen in de berekening van het aantal klachten. Alles bij elkaar is het een respons van 53%.

3.2.2 Aantal klachten (vr. 1)

18 GGD'en hebben laten weten hoeveel klachten ze in 2004 hebben ontvangen. 13 van deze GGD'en hebben helemaal geen klachten ontvangen. Het aantal klachten van de andere 5 GGD'en staat in tabel 14. Tezamen hebben de 18 GGD'en 14 klachten ontvangen. De GGD'en hebben in vergelijking met de gemeenten per 10 000 inwoners bijna 50x minder stookklachten ontvangen. Door het geringe aantal klachten zijn de antwoorden op sommige vragen meer onderhevig aan toeval dan het geval was bij de gemeenten.

Tabel 14 Aantal stookklachten van de vijf GGD'en die in 2004 klachten ontvingen

GGD	Aantal klachten
Westelijke Mijnstreek / Oostelijk Zuid-Limburg	5
Midden-Nederland	4
Noordwest-Veluwe	3
Zuidhollandse Eilanden	1
Eemland	1
Totaal	14

3.2.3 Trend in aantal klachten (vr. 2)

4 GGD'en melden dat het aantal klachten is afgenomen vergeleken met vorige jaren, 1 GGD zegt dat het aantal is toegenomen. 6 GGD'en zeggen dat het aantal klachten gelijk is gebleven.

3.2.4 Overlastbronnen (vr. 3)

Van de 14 klachten was de overlastbron in 6 gevallen een open haard en in 8 gevallen een houtkachel. Opvallend is dat er niet geklaagd is over stoken buiten.

3.2.5 Aspecten van het stoken die de overlast veroorzaken (vr. 4)

De GGD'en noemen dat stoken bij mistig / windstil weer, slechte schoorsteen, slechte brandstof en slecht stookgedrag allemaal in ongeveer gelijke mate bijdragen aan stookoverlast. Eén GGD noemt burenruzie als oorzaak en een andere GGD zegt dat een overlastveroorzaker ondanks een stookverbod buiten seizoen of NO wind (opgelegd na een civiele procedure) dit verbod aan zijn laars lapt.

3.2.6 Aard van klachten (vr. 5)

In tabel 15 staan de gezondheidsklachten (incl. stank) die de GGD'en hebben ontvangen als gevolg van rookoverlast. Het blijkt dat vooral mensen met astma of longaandoeningen de meeste klachten indienen bij de GGD'en.

Tabel 15 Gezondheidsklachten die mensen als gevolg van stoken ondervinden en het aantal keren dat GGD'en deze klachten noemen.

Klacht	Aantal
Astma / ademhaling / hoesten	8
Stank	4
Hoofdpijn	3
Vermoeidheid	2
Oogirritatie	2
Stress	1
Schimmel in huis door niet meer durven ventileren	1

3.2.7 Trend in aard van klachten (vr. 6)

De GGD'en hebben er, mede vanwege het lage aantal klachten weinig zicht op of bepaalde gezondheidsklachten toe- of afnemen.

3.2.8 Advies / actie van GGD als reactie op stookklachten (vr. 7)

De verschillende vormen van advies en actie van de GGD'en staan in tabel 16. Over het algemeen beperken GGD'en zich tot het geven van informatie of verwijzen ze de klager door. Dit is in 17 van de 23 genoemde reacties het geval. Zes GGD'en geven informatie over stoken, waarvan in 4 gevallen een folder van VROM. Indien de GGD'en wel actie ondernemen, dan is het in de vorm van overleg met de gemeente (4x), het bemiddelen tussen burens (2x) of het inschakelen van een wijkagent (1x).

Tabel 16 De gegeven adviezen en ondernomen acties van GGD'en als reactie op stookklachten en het aantal GGD'en die dit advies geeft / deze actie onderneemt.

Advies / actie	Aantal
Informatie over stoken	6
Overleggen met gemeente	4
Advies om te praten met burens	3
Verwijzen naar gemeente Bouw- en Woningtoezicht	2
Bemiddelen tussen de burens	2
Doorverwijzen Rechtshulpwinkel	1
Wijzen op mogelijkheden van APV	1
Informatie geven over gezondheid, soms ook aan veroorzaker	1
Verwijzen naar Vereniging Haard en Rookkanaal	1
Advies om naar huisarts te gaan	1
Inschakelen wijkagent	1

3.2.9 Afwikkeling van de klachten (vr. 9)

In tabel 17 staat hoe vaak GGD'en zeggen dat klachten worden opgelost. Over het algemeen zeggen GGD'en dat problemen niet of meestal niet opgelost worden (5x). Eén GGD zegt dat klachten altijd opgelost worden, één zegt dat dit in de helft van de gevallen is gebeurd. Drie GGD'en weten niet of de klachten zijn opgelost.

Tabel 17 Mate waarin de stookklachten volgens GGD'en zijn opgelost.

Klachten opgelost?	Aantal
Niet / meestal niet	5
Altijd	1

Helft van de gevallen	1
Onbekend	3

Als redenen voor het uitblijven van een oplossing noemen de GGD'en dat de burens vaak ruzie met elkaar hebben. Een oplossing is eigenlijk alleen maar mogelijk als de burens tot een overeenkomst komen. Eén keer is een klacht opgelost door verhoging van de schoorsteen.

3.2.11 Toereikendheid wetgeving (vr.10)

In totaal gaven 13 GGD'en duidelijk antwoord op de vraag of de wettelijke regelingen rondom stoken streng genoeg zijn om veroorzakers van overlast aan te pakken. Hiervan zeiden 11 dat dit niet het geval is. De twee anderen waren onbekend met de regelgeving. Geen enkele GGD zei dat de wettelijke regelingen streng genoeg zijn. De volgende alinea is een overzicht van de verschillende redenen waarom de huidige wetgeving / gemeentecultuur ontoereikend is om rookoverlast aan te pakken. De huidige regelgeving is onduidelijk, omdat het begrip 'hinder' erg subjectief is. Meestal is geurhinder minder belangrijk dan het recht om te stoken. Over het algemeen hangt het van de APV of de gemeenten optreden, maar zelfs als de APV optreden toestaat, doen gemeenten vaak niets. Ook nemen ze liever niet teveel op in de APV, omdat de tijd voor handhaving ontbreekt. Vaak is voor gemeenten het wettelijke kader en de bevoegdheid om op te treden bovendien niet duidelijk. Huidige wetgeving houdt geen rekening met de afstand van de afvoer van een rookkanaal tot aan de ventilatieopening van de burens en wetgeving beperkt zich tot het perceel van de schoorsteen. Ook houdt de wet geen rekening met de ernst van gezondheidsklachten als gevolg van rookoverlast. Er zou een algemeen verbod op haarden moeten komen, want ze zijn niet energie-efficiënt en slecht voor binnenmilieu. In nieuwbouwwoningen zouden geen schoorstenen meer ingebouwd moeten worden. De snelste en meest toegankelijke oplossing is als burens het onderling eens kunnen worden.

3.2.12 Overige opmerkingen (vr.11)

Eén GGD wijst erop dat huizen steeds vaker voorzien zijn van een mechanisch ventilatie die actief lucht de woning inzuigt. Indien op korte afstand van de ventilator rook wordt afgevoerd, wordt extra veel rook de woning ingezogen. Een andere GGD zegt dat het aanpakken van open haarden een hogere prioriteit heeft dan barbecue's. In de wet zou moeten opgenomen worden dat: alleen schoon hout wordt verstoekt, niet gestookt mag worden bij mist, alleen houtkachels met een kleinere capaciteit toegestaan zijn en dat kachels niet automatisch ingebouwd moeten worden in nieuwbouwwoningen.

3.2.13 Samenvatting GGD-en

Resumerend kunnen wij stellen dat:

- Slechts een fractie van de klachten de GGD-en bereikt
- De gezondheidsaspecten van de klachten bij de GGD-en veel zorgvuldiger geregistreerd worden
- Deskundigheid bij de GGD-en groter lijkt dan bij de gemeenten
- Het optreden van de GGD zich doorgaans beperkt tot het verstrekken van informatie aan en doorverwijzen van de klager
- Het oordeel van de GGD-en over de daadkracht van de gemeenten niet onverdeeld positief is.
- Een grote meerderheid de regelgeving ontoereikend vindt

4 Interview Trinette Janssen, Milieudefensie Groningen

Trinette Janssen is contactpersoon voor rookklachten bij Milieudefensie Groningen. Naast haar ruime ervaring in de gemeentepolitiek heeft ze een groot aantal mensen die hinder ondervonden van rookoverlast geholpen hun juridisch gelijk te krijgen. Ook is ze medeverantwoordelijk voor het doorvoeren van een keurmerk voor houtkachels. Haar kijk op de problematiek vormt een heldere bijdrage aan dit onderzoek.

Hoeveel klachten ontvangt u per jaar omtrent rookoverlast?

Ik ontvang 12 tot 20 klachten per jaar. Dit gaat meestal om een structureel stookprobleem. Mensen klagen niet over eenmalige stookoverlast.

Wat voor klachten ontvangt u?

Bij de meeste klachten is de oorzaak een houtkachel of open haard. Bij houtkachels gaat het meestal om kachels zonder typekeurmerk. Om het typekeurmerk door te voeren, heb ik een felle strijd moeten leveren. Wellicht gaat het typekeurmerk weer verloren, omdat het in strijd is met Europese Regelgeving omtrent vrije markt. Klagers zijn vaak bang, omdat de mensen die de stookoverlast veroorzaken de klagers vaak intimideren. Veel mensen durven daarom überhaupt niet te klagen.

Wat doet de gemeente als reactie op klachten?

Veel gemeentes doen niets. Ze hebben geen klachtenlijn en geen klachtenregistratie. Zelfs de bouwverordening controleren ze niet altijd even goed. Bellen met klachten heeft daarom vaak geen zin. Ook GGD'en doen weinig. Deze worden betaald door de gemeente. Daarom voeren de GGD'en een beleid naar de pijpen van de gemeente. Ze kunnen niet vrij zeggen wat ze willen. En de gemeente doet liever niets tegen rookoverlast, omdat het probleem vaak niet serieus genomen wordt en omdat handhaving extra werk is.

En als mensen een rechtszaak willen aanspannen?

Voor een rechtszaak bij de Raad van State heb je een ambtenarenrapport nodig. Klagers kunnen meestal hun recht halen bij de Raad van State, mits ze beschikken over een goede advocaat en het spel goed spelen.

Hoe kan de situatie zo verbeterd worden dat bewoners meer kunnen doen tegen stokers die overlast veroorzaken?

1. Er moet meer goede voorlichting komen. Vooral eerlijkheid en meer aandacht voor lange termijn effecten zijn belangrijk. VROM heeft het handboek sfeerstoken uitgebracht. Hierin staat goede informatie. Alleen is deze vaak niet in te zien op gemeentehuizen. Meestal ontbreekt een exemplaar. Indien gemeentes zelf informatie aanbieden, dan is deze vaak verouderd of oude gegevens die snel in een nieuw jasje gestoken zijn. Gemeentes moeten meer de informatie van RIVM, TNO en VROM raadplegen en toepassen in het beleid en de informatievoorziening.
2. De gemeente moet vaker woningen betreden van stokers die overlast veroorzaken. Dan kunnen zij de kachel inspecteren en kijken of deze een typekeurmerk heeft. Dit mag op grond van de Woningwet. Indien de kachel geen keurmerk heeft, dient de gemeente deze te laten onderzoeken door TNO

op uitstoot. Als een kachel teveel uitstoot veroorzaakt, dient de eigenaar maatregelen te treffen.

3. Gemeente moet meer verstand van zaken hebben. Ze zijn slecht op de hoogte van de problematiek en nemen klachten vaak niet serieus.

Een overkoepelend probleem is dat de klachtenbereidheid in Nederland erg laag is. Het wantrouwen jegens de overheid is groot. Het idee heerst dat de overheid vaak toch niets doet en in het geval van stookoverlast is dit idee terecht.

Trinette Janssen heeft enkele verhalen van mensen, die bij haar aanklopten ter beschikking gesteld. Zij staan verspreid in dit rapport in kaders.

5 Gezondheidsklachten bij het Meldpuntennetwerk

Het Meldpunten Netwerk Gezondheid en Milieu (MNGM) registreert gezondheidsklachten, die een relatie hebben met het milieu. Tot voor kort registreerden zij alleen gezondheidsklachten, niet overlast als zodanig of ongerustheid. Eind 2005 zijn zij op een nieuw systeem overgestapt, waarbij ook vragen en klachten over hinder worden geregistreerd.

Ten behoeve van dit onderzoek heeft het MNGM ons inzage gegeven in 153 sinds 1994 geregistreerde gezondheidsklachten over stookoverlast. Het overgrote deel daarvan (151) betrof kachels en open haarden, ruim twee keer zoveel over kachels als over open haarden, hoewel ze soms beide genoemd worden. In sommige gevallen is er sprake van specifieke omstandigheden: de inlaat van de heteluchtverwarming, of de inlaat van de mechanische ventilatie bevindt zich vlakbij de schoorsteen, of het huis bovenaan de dijk krijgt de rook van het huis beneden aan de dijk.

Vaak is het een van de naaste burens, maar regelmatig gaat het over de hele buurt, of over een kachel waar meerdere bewoners van de straat last hebben. Naast stank wordt soms melding gemaakt van roetoverlast: de was kan niet buiten hangen of de vloerbedekking ziet zwart van het roet. Eén meldster kan een gedeelte van haar huis niet gebruiken. Soms merken de klagers op, dat de rook grijs, blauw of zwart is, soms vermoeden zij alleen maar dat er nat hout of afval gestookt wordt. In 19% van de gevallen zeggen zij te weten dat de stoker foute brandstoffen gebruikt. Daarbij gaat het om geverfd of geïmpregneerd hout, spoorbielzen, afval, stobalen, zelfs bankstellen en steigers worden genoemd.

Verreweg het grootste deel van de gezondheidsklachten (75%) betreft de luchtwegen, al dan niet met benauwdheid. Ongeveer eenderde van de melders heeft astma, COPD of hooikoorts. Hun klachten verergeren door de rookoverlast. Een aantal van hen heeft ook last van barbecues, vuurkorven en terrashaarden. Hoofdpijn, stress en slaapproblemen, en irritatie aan de ogen komen ook vrij vaak voor. Enkelen melden ernstige ziekten, zoals hart- en vaatziekten, kanker en reuma. Vaak wordt er geklaagd over instanties (meestal de gemeente), die niets doen, of de stoker die ongevoelig voor de problemen van de burens rustig door blijft stoken. Niet zelden zegt men alle ramen en deuren potdicht te moeten houden wegens stank en roetoverlast, wat ook weer problemen met zich meebrengt. In één geval gaan de vogels dood. Enkelen maakten melding van blijvende gezondheidsschade door het wonen naast mensen die geverfd en geïmpregneerd hout stookten.

Tranende ogen en een gevoel van verstikking

Mevr. S ontdekte voor het eerst bij vrienden, dat haar ogen bijzonder gevoelig waren voor rook, van zowel sigaretten als barbecues en open haarden. In haar omgeving was daar tot voor enkele jaren nog geen sprake van. De toestand in haar woning werd voor het eerst penibel, toen een stel kamerbewoners een houtkachel op straat hadden geplaatst en daarop voedsel roosterden. dat was zomer 2003. Er ontstond een gevoel van verstikking. De politie werd gebeld; ook door andere omwonenden. Deze maakte een eind aan het stoken.

Ook op de volkstuinen, Tuinwijk, waar mevr. S sinds 1993 een volkstuintje heeft, verschenen, sinds 2004, vuurkorven en, in de huisjes, houtkachels. Mevr. S kan tot 16.00 uur haar tuintje bezoeken; daarna gaan de vuren branden en moet ze zich terugtrekken. Eén houtkachelbezitter heeft zijn schoorsteen zodanig verhoogd, dat de overlast voor mevr. S uit deze bron, is verdwenen. Deze kachelbezitter belde met de milieudienst om nadere inlichtingen; hij werd echter doorverwezen naar Milieudefensie. Tot zijn ontstemming.

De woning van mevr. S ligt in een straat die parallel loopt aan een straat woningen met één verdieping. Sinds enkele jaren is het houtkachelgebruik in deze straat enorm toegenomen. De rook trekt naar de hogere woningen in de parallelstraat en blijft daar hangen. Het gevolg is dat mevr. S de noordkant van haar woning niet meer kan gebruiken. Elk moment kan er een kachel worden aangestoken, waardoor haar woning zich vult met rook.

Gevoelens van verstikking treden op. Pijnlijke ogen. De klachten houden enkele dagen aan. Als er aanhoudend wordt gestookt, wijken de klachten niet meer. Ook bij mist wordt er gestookt.

Mevr. S was bezig met het maken van afspraken over stookgedrag voor de volkstuinbezitters. Het overleg liep nog met het oog op de nieuwe reglementen, toen het bestuur dit doorkruiste met een decreet dat vuurkorven waren verboden, maar barbecues en houtkachels waren toegestaan.

De toestand bij het woonhuis werd aangepakt door mevr. S met een rondvraag langs de woningen van de twee straten: de straat van mevr. S ondervond last, voorzover het de noordkant van de straat en de woningen betreft. De houtkachelbezitters openden hun deuren niet. Er kwam, als grootste vervuiler een woning uit de bus, waar geveerd hout wordt gestookt. De hele dag tot diep in de avond. De omgeving ondervindt grote overlast. Ook het gebouw van de GGZ, waar niet meer gelucht kan worden. Niemand durfde echter zijn/haar naam op de klachtenlijst van mevr. S te plaatsen, daar de stoker een psychiatrische patient is.

Ondertussen verergeren de klachten van mevr. S. Ze heeft een beroep gedaan op de GGD-Groningen. Ze werd te woord gestaan door mevr. R. Kuilder. Deze deelde haar mee, dat de GGD op geen enkele wijze op haar klacht zou ingaan. Ook niet zou waarschuwen of anderszins gewag maken van de penibele toestand waarin mevr. S zich bevindt vanwege de rookoverlast. Ook zal de GGD de politiek niet waarschuwen voor de gevaren van de luchtvervuiling veroorzaakt door een houtkachel gestookt met geveerd hout.

Mevr. S heeft in 2004 Milieudefensie benaderd. Ze is voorzien van foldermateriaal. Hierdoor is ze op de hoogte van de gifstoffen die vrijkomen bij de verbranding van hout. Ook de daarin vermelde wetgeving heeft ze zich eigen gemaakt. Ze heeft de Milieudienst hiermee geconfronteerd. Een kopie van het antwoord van de een medewerker van de milieudienst is in het bezit van Milieudefensie.

Hierin beweert een zekere H.P. Bakker, dat:

"In uw mailbericht van 2 juli j.l. stelt u de vraag of er bij zomerhuisjes vuurkorven mogen worden gebruikt. U wijst op brandgevaar en op gevaar voor de gezondheid. Als reactie op uw vraag moeten we inderdaad stellen dat het gebruik van vuurkorven is toegestaan. Wetenschappelijk onderzoek heeft uitgewezen dat het effect daarvan op de gezondheid in normale omstandigheden verwaarloosbaar klein is. Dat neemt niet weg dat het gebruik van vuurkorven, open haarden e.d hinder kan veroorzaken."

Milieudefensie heeft van dezelfde heer Bakker een schrijven in bezit, waarin ingegaan wordt op de vraag van MD, welke wetenschappelijke studie is gebruikt voor de inzichten op dit gebied van de gemeente Groningen. Het bleek een studie te zijn van een mevr. Van der Made, gezondheidswetenschapper, uit 1994. Toen waren er nog geen vuurkorven. MD is o.a. in het bezit van een VROM studie uit 2000, waarin de emissies van houtkachels staan beschreven. Dit materiaal is toegezonden aan de Milieudienst. Trouwens, er is in de gemeente Groningen een APV die het gebruik van vuurkorven verbiedt.

Trinette Janssen

6. Regelgeving

APV bepalingen

In Bijlage 1 staan de belangrijkste wetten en regels genoemd. Zoals eerder gezegd, is de APV de belangrijkste juridische basis op grond waarvan klachten kunnen worden aangepakt. Ten aanzien van stookoverlast is het belangrijkste instrument

Artikel 7.3.2 uit de Modelbouwverordening van de VNG. De meeste gemeenten hebben dit artikel in hun APV opgenomen. Dit is een algemene bepaling tegen het veroorzaken van hinder of schade. Bij het handhaven van deze bepaling moet de gemeente wel criteria hebben, op grond waarvan zij kan besluiten of er van hinder of schade sprake is. Sommige gemeenten hebben nadere bepalingen over stookoverlast in hun APV opgenomen.

De gemeente, of de rechter, kan kijken naar de technische kwalificaties van kachels (Kwaliteitskeur), de aard van de brandstof en de weersomstandigheden, ook als de gemeente hierover geen extra bepalingen in de APV heeft opgenomen.

In 1997 is bij wet vastgesteld, dat nieuwe kachels moeten voldoen aan keuringseisen met betrekking tot de uitstoot van koolmonoxide. Voldoet een kachel aan die eisen, dan is daarmee ook de uitstoot van fijn stof en PAK (bijvoorbeeld Benz-a-pyreen) beperkt (Bovenkerk en Peeters, 1999). Volgens informatie op de website van VROM is deze wet echter in strijd met de EU-regels. Hij gold trouwens toch niet voor open haarden en voor bestaande kachels. Niettemin is het bezit van een keurmerk een criterium, waarop de gemeente mede kan beoordelen of overlast aannemelijk is. Datzelfde geldt voor de aanbevelingen in het Handboek Sfeerverwarming van VROM.

Wetten

Als de gemeente artikel 7.3.2 van het Bouwbesluit niet in de APV heeft opgenomen, dan geldt wel de zorgplicht in de Wet Milieubeheer. De juridische mogelijkheden daarvan zijn beperkter dan wanneer de APV wel het bovengenoemde artikel bevat, omdat het overtreden van de zorgplicht geen strafbaar feit is.

In het Bouwbesluit staan technische richtlijnen, waaraan de woning moet voldoen. Daar kan op getoetst worden. Ook de woningwet bevat bepalingen, op grond waarvan de gemeente actie kan ondernemen.

Modelbouwverordening artikel 7.3.2; Hinder

Door de meeste gemeenten is dit artikel overgenomen in de Algemene Plaatselijke Verordening (APV). Dit artikel luidt:

Het is verboden in, op, of aan een bouwwerk, of op een open erf of terrein, voorwerpen of stoffen te plaatsen, te werpen of te hebben, handelingen te verrichten of na te laten, of werktuigen te gebruiken, waardoor:

a overlast wordt of kan worden veroorzaakt voor de gebruikers van het bouwwerk, het open erf of terrein;
b op voor de omgeving hinderlijke of schadelijke wijze stank, rook, roet, walm, stof of vocht wordt verspreid of overlast wordt veroorzaakt door: geluid en trilling, elektrische trilling daaronder begrepen, of door schadelijk of hinderlijk gedierte, dan wel door verontreiniging van het bouwwerk, open erf of terrein;
c brand of ander gevaar wordt veroorzaakt;
d het gebruik van vluchtmogelijkheden wordt belemmerd.

Niet van toepassing is het vorenstaande indien en voor zover het betreft nadelige gevolgen voor het milieu waarop de Wet milieubeheer of enige in deze wet genoemde milieuwet van toepassing is.

De Wet inzake de Luchtverontreiniging geeft de Commissaris der Koningin de bevoegdheid om in te grijpen als er sprake is van risico's voor de volksgezondheid of ontoelaatbare hinder. Tot slot bevat het Besluit Luchtkwaliteit kwaliteitsnormen voor de buitenlucht voor een aantal stoffen, die door houtkachels uitgestoten worden.

Particulier kansloos bij Raad van State

Milieudefensie kreeg voor het eerst lucht van deze kwestie doordat een griffier van de Assense rechtbank het dossier overhandigde van de terechtzitting bij de Arrondissementsrechtbank te Assen, in 1997. De zaak was gunstig voor de heer S verlopen. Hij was door de rechtbank in het gelijk gesteld. Door een kennis kreeg de heer S het telefoonnummer van MD. Hierdoor kreeg MD het hele verhaal te horen. Dit was medio 2005.

De heer S had last van het stookgedrag van een medebewoner in zijn straat in Emmen. Nadat overleg niet of onvoldoende soelaas had geboden, richtte de heer S. zich tot hun beider woningcorporatie. In een brief van 1993 deelt deze corporatie aan de heer S. mee, dat er, naar de mening van de corporatie, van aantasting van het woongenot door de rookoverlast geen sprake is. Ook kan de woningcorporatie daar niet voor verantwoordelijk worden gesteld. (De heer S. was tot die mening gekomen, daar een woningcorporatie in Meppel hun huurders had verboden een allesbrander aan te leggen. Milieudefensie is nog in het bezit van een artikel in het toenmalige Nieuwsblad van het Noorden over deze zaak). De corporatie Inter Pares uit Emmen neemt dit verbod niet over. De stoker had de heer S. aangeboden zijn stookgedrag aan te passen, maar "de heer S. had daaraan niet willen meewerken". De stoker stookt "schoon hout" en ontziet daarmee het milieu. De installatie voldoet aan alle voorschriften", aldus Inter Pares.

De heer S. richt zich tot de gemeente Emmen, met het verzoek artikel 7.3.2 van de (Model)bouwverordening toe te passen en bestuurlijke dwang te hanteren. De gemeente weigert dat. Volgt een bezwaarschrift aan de gemeente. Hierop volgt de hoorzitting bij de Commissie Rechtsbescherming. Deze is van mening dat er niet voldoende onderzoek is gepleegd door de gemeente om tot een juist oordeel te komen. De commissie raadt aan een milieu-inspecteur een onderzoek te laten doen en daarvan rapportage te maken. Aan de hand hiervan moet komen vast te staan of de klacht terecht is en er inderdaad sprake is van overlast in de zin van art. 7.3.2. Twee ambtenaren van de milieupolitie worden aangewezen als deskundigen. Ze brengen 5 maal een bezoek aan de plaats; ze constateren alleen een houtlucht. (De woningen worden niet betreden.) Er is dus niets aan de hand, volgens deze deskundigen. Het schrijven van de commissie is van 15.3.'95. Het bezwaar wordt afgewezen.

Hierna volgt beroep bij de Arrondissementsrechtbank te Assen. Eiser stelt dat hij zijn slaapkamerraam niet meer kan openen; een voorzetraam heeft moeten installeren en een luchtreiniger heeft aangebracht. Hij vreest nadelige effecten voor zijn gezondheid. De rechtbank is van oordeel dat de gemeente op grond van het summere onderzoek niet tot een betrouwbaar oordeel is kunnen komen. De eiser wordt in het gelijk gesteld. 18 april 1997.

Hierna gaat de gemeente Emmen in beroep bij de Raad van State. De heer S voert zelf zijn eigen verdediging. Er zijn geen nadere onderzoeken gedaan naar de rookoverlast. Het enige onderzoek dat voorhanden is, is hetzelfde onderzoek van de milieupolitie van Emmen. De voorzitter van de Raad van State is van oordeel, dat dit onderzoek voldoende is om tot een voldoende inzicht van de situatie te komen. De gemeente Emmen wordt in het gelijk gesteld.

Commentaar Milieudefensie: dit is de typerende gang van zaken bij de Raad van State. Alleen met een voor klager gunstig ambtenarenonderzoek, bestaat er kans op succes bij de RvS. Aangezien de gemeente haar medewerking aan een dergelijk onderzoek moet verlenen en dat in de meeste gevallen wordt verricht op de hier beschreven wijze, is het bijna onmogelijk bij RvS in het gelijk te worden gesteld voor particulieren. Zelfs een zelfgefinancierd onderzoek door klager leidt niet tot succes, indien er ook nog een ambtenarenstuk voorligt. Een eerlijk GGD verslag zou voldoende zijn. Ondergetekende heeft nog nooit een GGD-medewerker ontmoet die dat volstrekt eerlijk wil doen. In het geval xxx (Gronings dorp) heeft MD een redelijk document van de GGD gekregen ("Ik zal niet liegen", aldus de medewerker van een GGD).

Namens Milieudefensie,
Trinette Janssen

Van bijzonder belang in dit verband is een recente uitspraak van de Raad van State inzake een geval in Nuth (Limburg), waar de schoorsteen voldeed aan het Bouwbesluit en ook de kachel in kwestie een TNO keurmerk had (Raad van State, zaaknummer 200305677/1, uitspraak 6 mei 2004). Op

basis van modelberekeningen door een ingenieurbureau deed zich hier een situatie voor, waarin de grenswaarden voor fijn stof (Pm10), NOx, koolmonoxide en PAKs nabij de woning van de klager werden overschreden. De rechter oordeelde dat de wettelijke grenswaarden wel degelijk maatgevend zijn voor de vraag of er sprake is van hinder. Bovendien is de door (in dit geval twee ingenieurbureau's) toegepaste modelbenadering een algemeen geaccepteerde manier om vast te stellen of er sprake is van overschrijding van de milieunormen. Gemeenten kunnen dus niet volstaan met een inspectie van het rookkanaal. Ook betekent het hebben van een kachel met keurmerk niet, dat er niet van overlast sprake kan zijn.

7 Discussie en aanbevelingen

7.1 Omvang van het probleem

Door de oorlog in Irak en orkanen in Noord en Midden Amerika zijn de brandstofprijzen veel sterker gestegen dan in 2002 te voorzien was, waardoor, zoals ook al uit krantenberichten blijkt, de populariteit van hout als brandstof toeneemt. Hieruit kunnen we concluderen, dat er in de nabije toekomst meer problemen te verwachten zijn.

Op basis van door de gemeenten genoemde getallen is hier het aantal bij de gemeente ingediende klachten geschat op 104 per 100.000 inwoners. Bij een gemiddelde huishoudengrootte van 2,3 personen gaat het dan om 0,021% van de bevolking. Deze cijfers zijn met de nodige onzekerheden omgeven, omdat niet geheel duidelijk is, hoe gemeenten registreren en omdat zij klachten over stookoverlast meestal niet precies kunnen terugvinden. Mede omdat er ook een aantal andere instanties waar men kan klagen (Bouw en Woningtoezicht, de provinciale milieuklachtenlijn, brandweer en politie). De klachtenfrequentie is op zijn best een indicatie voor het aantal gevallen van zeer ernstige overlast. Trinette Janssen zegt dat de bereidheid om te klagen in Nederland laag is, mensen klagen pas als ze echt veel last hebben. Volgens in het Handboek Sfeerverwarming aangehaald onderzoek van CBS uit 1999 geeft 10% van de bevolking aan bij tijd en wijle overlast te ondervinden van kachels of haarden. Onderzoek van TNO uit hetzelfde jaar, eveneens aangehaald in het Handboek Sfeerverwarming komt uit op een percentage ernstig gehinderden van 4% (VROM, 2000). Op basis van deze gegevens dient slechts 2% van de personen met overlast, resp 5% van de mensen met ernstige overlast een klacht in bij de gemeente.

Een belangrijk punt is ook, dat stookoverlast een puntbron is, die hinderlijk tot zeer hinderlijk kan zijn voor de onmiddellijke omgeving, met aanzienlijke overschrijdingen van de wettelijke grenswaarden voor een aantal zeer giftige contaminanten. Als één persoon klaagt, hebben waarschijnlijk alle leden van diens huishouden hinder, mogelijk de burens ook. Omdat het stoken van houtkachels of open haarden geaccepteerde maatschappelijke praktijk is, zal men niet zo gauw gaan klagen. Omgekeerd wekt het feit dat slechts één of twee huishoudens klagen bij het bevoegd gezag wellicht de indruk dat het om een verwaarloosbaar probleem gaat. De door een aantal gemeentes gebezigde term "burenruzies" geeft een aardige indruk van het belang dat deze gemeenten hechten aan stookoverlast.

7.2 Aard van het probleem

Stookoverlast heeft drie aspecten: 1) milieu, 2) gezondheid en 3) rechtspositie van de klagers. Wat betreft het milieu kunnen wij het volgende opmerken: Het stoken van vaste brandstoffen door particulieren draagt aanzienlijk bij aan de landelijke emissies naar de lucht, maar het ingezette traject om de milieulast terug te dringen is niet bijzonder effectief.

Wat betreft het gezondheidsaspect laten oude berekeningen zien, dat 10% houtkachels of haarden in een woonwijk al tot overschrijding van de luchtkwaliteitsnormen kunnen leiden (Den Tonkelaar 1984). Er zijn geen doorslaggevende redenen om aan te nemen, dat deze getallen dramatisch verbeterd zijn en gezien het feit dat 20% van de huishoudens een houtkachel of open haard heeft is te verwachten dat er veel wijken zullen zijn, waar het stoken van vaste brandstoffen tot een ongezonde atmosfeer leidt. De stokers zelf lopen ook risico, vooral bij open haarden, slechte ventilatie en niet goed trekkende schoorsteen.

Blijkens dit onderzoek is de rechtspositie van de klagers erg zwak. Zowel gemeenten en GGD-en vinden dat de wetgeving tekort schiet. Afgezien daarvan is het optreden van het bevoegd gezag te wensen over.

7.3 Optreden van het bevoegd gezag

De gemeenten doen aanmerkelijk minder dan zij kunnen bij het bestrijden van rookoverlast. Dat heeft deels te maken met een laag niveau van regelgeving, maar voor een belangrijk deel ook met mentaliteit: klachten worden bagatelliserend bestempeld als 'burenruzies'.

Trinette Janssen vermoedt dat de bereidheid tot klagen ook laag is, omdat er veel wantrouwen tegenover de overheid bestaat: men gelooft niet dat de overheid iets voor hen doet. In hoeverre is dit wantrouwen terecht? Blijkens de enquête doen GGD'en niet veel meer dan informatie verstrekken en verwijzen naar de gemeente. Gemeenten blijken, althans in de helft van de gevallen, de schoorsteen van de veroorzaker wel te toetsen aan het bouwbesluit en de stoker te verplichten de schoorsteen aan te passen indien deze niet voldoet. Maar als dit de overlast niet wegneemt, doet de gemeente over het algemeen weinig meer voor de klager. Zelden kijkt men naar de kwaliteit van de stookinstallatie. Het verbranden van nat hout of anderszins ongeschikte brandstof is evenmin een punt, waarop de gemeente in actie komt. Omdat goed brandhout duur is, is de kans op dit soort schadelijk stookgedrag hoog. Toch is het moeilijk voor de gemeente om hierop actie te nemen, zelfs als de APV hier bepalingen over bevat, want men mag niet zonder toestemming van de bewoner het huis betreden om de houtvoorraad te controleren. Stoken bij mist of windstil weer biedt meer aanknopingspunten voor handhaving, omdat men aan de schoorsteen kan zien of de bewoner stookt.

Waarom kijken gemeenten alleen naar de schoorsteen en bijna nooit naar de stookinstallatie, het te verstoken materiaal of naar weersomstandigheden waardoor overlast ontstaat? Een reden kan zijn, dat de gemeenten deze taak delegeren aan Bouw en Woningtoezicht, die meer houvast hebben aan bouwkundige gegevens, dan aan gedragsaspecten, of de kwaliteit van de kachel. Voor een deel ligt het ook aan de plaatselijke cultuur. In de Nederlandse samenleving heerst het idee dat het recht om te stoken zwaarder telt dan het recht om niet gehinderd te worden, in dit geval door rook. Dat kan een reden zijn dat gemeenten geen extra regels tegen stookoverlast in hun Algemene Plaatselijke Verordening (APV) opnemen. Een andere reden is dat gemeenten zichzelf dan tot handhaving verplichten. En handhaving kost tijd en is daarom onaantrekkelijk. Een deel, zoals eerder genoemd, vindt dat het meer de verantwoordelijkheid van de burger dan van de gemeente is om stookoverlast op te lossen.

Voor het stoken buiten geldt eveneens dat de gemeenten maar gedeeltelijk handhaven. Aan de ene kant is vuurtje stoken zonder ontheffing verboden, aan de andere kant zijn de huiselijke vuurkorf, terrashaard en barbecue vaak wel toegestaan, terwijl deze juist rookoverlast kunnen veroorzaken. Bovendien blijkt dat een aantal gemeenten vinden dat burenstookproblemen maar onderling moeten oplossen en dat gemeenten weinig kunnen of zelfs hoeven doen. Een groot deel van gemeenten zegt dat onderlinge afspraken tussen burenstook vaak leiden tot een oplossing. Soms is een aanpassing aan de schoorsteen voldoende.

Gevallen van ernstige stookoverlast kunnen daarom lang blijven bestaan, vooral door houtkachels, waar burenoverleg of aanpassing van schoorsteen niet mogelijk of tevergeefs is. Het juridisch aanvechten van rookoverlast is dan nog de enige oplossing. Dit blijkt in de praktijk lastig, kostbaar en tijdrovend. Trinette Janssen heeft de ervaring dat het alleen mogelijk is om gelijk te halen bij de Raad van State

en met behulp van een terzake kundige advocaat. Zelfs dan is volgens haar de positie van de klager zwak (zie ook kader op pagina 28 van dit rapport). Onze conclusie is, dat gemeenten de neiging hebben om problemen te bagatelliseren en buiten de controle van de schoorsteen nauwelijks optreden tegen stookoverlast.

7.4 Is de wetgeving toereikend?

Een aantal gemeenten geeft aan, dat de wetgeving vaag is, hinder 'subjectief' en dat de capaciteit ontbreekt om metingen te doen. Gemeenten zijn zelf fifty-fifty verdeeld over de vraag of de wet genoeg handvaten biedt om overlast aan te pakken. De helft van de gemeenten is dus zelf ook niet tevreden met de huidige wetgeving. Aan de andere kant nemen ze ondanks dit ongenoegen geen extra regels op in de APV. De mening van de GGD'en is nog veel uitgesprokener. Ze vinden eensgezind dat een valide wettelijk kader ontbreekt.

Als mogelijke wetgeving noemen gemeenten en GGD'en:

1. Verbieden van open haarden, houtkachels, barbecues en vuurkorven
2. Verbieden van houtkachels zonder keurmerk
3. Verbieden van schoorsteeninbouw bij nieuwbouwwoningen
4. Uitbreiden van de Wet Milieubeheer naar particulieren
5. Regels om stoken onaantrekkelijk te maken
6. Stoken verbieden bij mistig of windstil weer
7. Regels voor rookafvoer die gelden over de grenzen van het eigen perceel en rekening houden met de afstand tot de burens
8. Regels die controle op brandstof en stookinstallaties mogelijk maken
9. En in het algemeen: Regels die meer rekening houden met hinder en gezondheidsklachten en minder met het stookrecht, duidelijke regels en landelijke regels

Wat betreft de eerste aanbeveling: er was in 1993 geen draagvlak voor het verbieden van open haarden en houtkachels (VROM, 2000). Gezien de problemen, die Nederland heeft om aan de EU eisen voor luchtkwaliteit te voldoen is de tijd wellicht rijp voor verdergaande maatregelen.

Het stoken van vuurkorven of open vuur is in de meeste gemeenten verboden, maar het verbod wordt niet gehandhaafd. Misschien tijd om in actie te komen in het kader van de luchtkwaliteitsplannen?

Een verplicht keurmerk voor nieuwe kachels en haarden kan niet meer, omdat het in strijd is met EU regelgeving. Blijft over een verbod op het *gebruik* van vervuilende stookinstallaties. Een kwestie van politieke wil. Het is overigens moeilijk te begrijpen, waarom het verstoken van ongeschikte brandstoffen niet *verboden* is. Waarom beperkt VROM zich tot een advies aan de stoker en een advies aan gemeenten om een daartoe strekkende bepaling in de APV op te nemen?

De Wet Milieubeheer noemt voor particulieren alleen de zorgplicht, overschrijding daarvan is geen strafbaar feit. Aanscherping van deze bepaling kan wellicht helpen in een situatie waar de gemeente Artikel 7.3.2. van de Modelbouwverordening niet in de APV heeft opgenomen. In het in hoofdstuk 4 aangehaalde vonnis blijkt, dat de wettelijke grenswaarden wel degelijk maatgevend zijn voor de vraag of een particulier hinder of schade veroorzaakt. Wat betreft suggesties 5 t/m 8 geldt, dat gemeenten de mogelijkheid hebben om hun regelgeving aan te scherpen, maar daar zelf niet graag gebruik van maken. Een steuntje in de rug van landelijk beleid of specifiek op stookoverlast gerichte wetgeving kan dan wel helpen. Niettemin raakt

onzes inziens aanbeveling 9 de kern van de zaak: gemeenten moeten *meer* rekening houden met hinder en gezondheidsklachten en *minder* met het recht om te stoken. Bevorderen van de bereidheid om stookoverlast aan te pakken is minstens zo belangrijk als het aanscherpen van de regels. Hierin kunnen VROM of de Vereniging Nederlandse Gemeenten het voortouw nemen.

7.5 Enkele aanbevelingen voor beleidsmakers

1. Allereerst dient er meer aandacht te komen voor de ernst van de overlast en gezondheidskundige aspecten van kachels, haarden, barbecue, vuurkorven en tuinhaarden. Het zou een goede zaak zijn om de omvang van de overlast, zoals in 1999 onderzocht door CBS en TNO nog eens te herhalen. Vooral onderzoek naar de overlastbeleving door astmapatiënten is belangrijk, omdat astmapatiënten extra risico lopen bij rookoverlast.
2. Een informatiecampagne, gericht op gemeenten, over korte en lange termijn gezondheidseffecten van houtkachels en slecht stookgedrag kan helpen. Informatie aan potentiële stokers zou ook de risico's voor de stoker zelf duidelijk naar voren moeten brengen.
3. Nederland zou zich in Europees verband kunnen inspannen voor emissie-eisen aan toestellen voor huisverwarming.
4. Een algemeen stookverbod voor kachels en haarden, die niet aan de eisen voldoen valt te overwegen. Zeker dient het stoken bij mist en windstil weer aan banden gelegd te worden.
5. Een landelijk verbod op het verstoken van ongeschikte brandstoffen en een uitbreiding van handhavingsbevoegdheden van de gemeenten zijn eveneens aan de orde.
6. Een VNG handreiking naar de gemeenten voor afhandelen van klachten kan zinvol zijn. Hierin moet duidelijk vermeld worden, dat de gemeente niet kan volstaan met het controleren van de schoorsteen, maar moet vaststellen of er inderdaad sprake is van overlast en zonodig een stookverbod opleggen.
7. Niet alleen gemeenten, maar ook woningcorporaties en recreatieverenigingen kunnen een rol spelen in de beperking van stookoverlast. De overheid kan deze instanties verzoeken om bepalingen ter beperking van stookoverlast in hun reglementen op te nemen.
8. In het kader van de Wet Collectieve Preventie of bij het gemeentelijke milieubeleid kan de gemeente een plan van aanpak voor stookoverlast opnemen.
9. Aanpassing van artikel 7.3.2 dient overwogen te worden. Rekening houden met de wettelijke grenswaarden voor luchtkwaliteit, en de aard en situering van ventilatievoorzieningen van omwonenden dient erin opgenomen te worden. Tevens is het een goed idee om procedures voor het toetsen van luchtkwaliteit op te nemen.
10. Informatievoorziening aan klagers, zeker wat hun rechten en juridische mogelijkheden betreft moet verbeterd worden.

7.6 Aanbevelingen voor bewoners

1. De gemeente is het juiste adres om een klacht in te dienen. Ga van tevoren na, of de AVP artikel 7.3.2. van de Modelbouwverordening bevat en verzoek de gemeente op te treden. Uiteraard nadat u zelf geprobeerd hebt om met de stoker tot goede afspraken te komen.
2. Meld uw klacht ook bij de GGD, zeker als u ook gezondheidsklachten heeft.

3. U kunt uw gezondheidsklachten ook laten registreren bij het Meldpunten Netwerk Gezondheid en Milieu, www.mngm.nl, tel 010-4558201. Het MNGM ijvert voor betere regels en handhaving bij stookoverlast.
4. Als de gemeente geen of onvoldoende actie onderneemt, kunt u in beroep gaan bij de bestuursrechter. In dit geval is het wel zinvol om uw klacht (overlast) met zoveel mogelijk harde bewijzen te staven. Laat u adviseren door het Bureau Milieurechtshulp.

Literatuur

Bovenkerk, M., N.M. Peters, 1999. Houtkachels, zonder typekeuring ben je er gloeiend bij. Ministerie VROM, Den Haag.

Buringh, E., A. Opperhuizen (eds), 2002. On health risks of ambient PM in the Netherlands. RIVM, Bilthoven.

Duijm, F. en G. Meijer, 1994, Houtkachels in woonschepen. Lucht 7: p62-64.

Herpen, R.A.P. van, S. Eilander, R.J.A. Savelkoul, 2001. Hinderonderzoek kern Nuth. Caubergh-Huygen Raadgevende Ingenieurs B.V., Maastricht.

Hollander, J.C.Th., L.F.Heidema, F.J.Kruiswijk, D.B.Bijlsma, J. den Boeft. Th.R. Thijsse, 1994. Invloed van allesbranders en open haarden op PAK en fijn-stofconcentraties in steden, TNO, Den Haag.

Hulskotte, J.H.J., W.F. Sulilatu, A.J.Willemsen, 1999. Monitoringssysteem openhaarden en houtkachels. TNO-MEP/ Ministerie VROM, Den Haag.

MMG Environment, 2000. Analysedocument 'emissiereductie bij het stoken van houtkachels'. Rapport in opdracht van VROM. Den Haag, MMG Environment.

Okken, P.A., H.J.A. van den Akker, J.M. Bais, J. van Doorn, A.D. Kant, 1992. Houtkachels in Nederland. Bijdrage aan energievoorziening en milieubelasting. ECN, Petten.

Raad van State, uitspraak 6 mei 2004, zaaknummer 2003057677/1.

Slob, A.F.L., I.S.Steenwinkel, H.Booij (eds), 1994, Procesbeschrijving open haarden, hout- en kolenkachels. RIVM, Bilthoven.

VROM, 2000, Handboek Sfeerverwarming. Ministerie VROM, Den Haag.

Bijlage 1: Wettelijke bepalingen

Gemeentelijke APV

Modelbouwverordening artikel 7.3.2; Hinder

Door de meeste gemeenten is dit artikel overgenomen in de Algemene Plaatselijke Verordening (APV). Dit artikel luidt:

“Het is verboden in, op, of aan een bouwwerk, of op een open erf of terrein, voorwerpen of stoffen te plaatsen, te werpen of te hebben, handelingen te verrichten of na te laten, of werktuigen te gebruiken, waardoor:

a overlast wordt of kan worden veroorzaakt voor de gebruikers van het bouwwerk, het open erf of terrein;

b op voor de omgeving hinderlijke of schadelijke wijze stank, rook, roet, walm, stof of vocht wordt verspreid of overlast wordt veroorzaakt door: geluid en trilling, elektrische trilling daaronder begrepen, of door schadelijk of hinderlijk gedierte, dan wel door verontreiniging van het bouwwerk, open erf of terrein;

c brand of ander gevaar wordt veroorzaakt;

d het gebruik van vluchtmogelijkheden wordt belemmerd.

Niet van toepassing is het vorenstaande indien en voor zover het betreft nadelige gevolgen voor het milieu waarop de Wet milieubeheer of enige in deze wet genoemde milieuwet van toepassing is.”

Aanvullende gemeentelijke regelgeving

De gemeente kan aanvullende bepalingen opnemen in de APV of bouwverordening, zoals stookverbod bij bepaalde weersomstandigheden, of verbieden van te nat hout, etc. De gemeenten willen dit in de praktijk niet, omdat ze dan ook verplicht zijn toezicht op de verboden te houden (Uit: Handboek Sfeerverwarming, VROM, 2000) Hieronder volgt een voorbeeld van een mogelijke aanvullende bepaling.

Voorbeeldbepaling inzake het stoken in houtkachels en open haarden

Begripsomschrijvingen:

In deze afdeling wordt verstaan onder:

houtkachel:

Een gesloten of afsluitbaar, vrijstaand of ingebouwd metalen toestel, waarin vaste brandstoffen worden gestookt en dat gebruikt wordt ter verwarming van de ruimte waarin het is opgesteld, met een nominale belasting van ten hoogste 18kW

open haard:

Een open of niet afsluitbaar verbrandingstoestel, vrijstaand of ingebouwd, waarin vaste brandstoffen worden gestookt, waarbij luchttoevoer niet geregeld kan worden en dat gebruikt wordt ter verwarming van de ruimte waarin het is opgesteld.

vaste brandstoffen:

Hout, alsmede speciaal voor het gebruik in open haarden en houtkachels bestemde, in de handel verkrijgbare brandstoffen, niet zijnde geveerd, verlijmd, ondergedompeld, geïmpregneerd en/ of gelakt hout, hardboard, MDF, tri- of multiplex, dakleer, kunststoffen, e.d.

nominale belasting:

Belasting, uitgedrukt in kW, op de onderste verbrandingswaarde van de te gebruiken brandstof, waarvoor het toestel volgens opgave van de fabrikant of importeur bestemd is.

Verbodsbepaling

“Het is verboden:

andere stoffen dan vaste brandstoffen te gebruiken als brandstof in open haard of houtkachel
vaste brandstoffen te verstoken met een vochtigheidspercentage van meer dan 20%. Vaste brandstoffen dienen luchtdroog te zijn

een open haard of houtkachel in werking te hebben met een groter vermogen dan dat voor de ruimte waarin deze staat opgesteld vereist is
Burgemeesters en Wethouders kunnen een tijdelijk stookverbod van houtkachels en open haarden instellen bij ongunstige weersomstandigheden of bij cumulatie van stankhinder. Burgemeester en Wethouders kunnen aan de rechthebbende van de houtkachel of open haard de verplichting opleggen, om overeenkomstig de door hen te geven aanwijzingen, binnen een door hen te stellen termijn, voorzieningen te treffen met betrekking tot het oordeelkundig stoken in de houtkachel of open haard.
De gestelde verplichtingen gelden niet voor zover de Wet milieubeheer, de Wet inzake de luchtverontreiniging, het Wetboek van Strafrecht, de Woningwet, het Bouwbesluit of de gemeentelijke bouwverordening van toepassing is.”

(Uit: Handboek Sfeerverwarming, VROM, 2000)

Kanttekeningen bij dit voorbeeld:

De omschrijving van een houtkachel als een *metalen* toestel gaat niet altijd meer op, omdat kachels ook van andere materialen vervaardigd kunnen zijn.
De omschrijving van brandstoffen doet wat merkwaardig aan. Hout is geen dakleer of kunststof. Misschien duidelijker: onbehandeld droog hout, alsmede speciaal voor het gebruik in open haarden en houtkachels bestemde, in de handel verkrijgbare brandstoffen, niet verontreinigd met behandeld, geverfd, geïmpregneerd, verlijmd hout, plaatmaterialen en/ of kunststof of andere stoffen of materialen.

Wetten

De volgende paragrafen hebben betrekking op nationaal geldende regels en wetten. Wetsteksten en besluiten zijn terug te vinden op <http://wetten.overheid.nl>.

Bouwbesluit artikelen 12, 30.2, 32.1, 82, 94 en 116

In deze artikelen staan voorschriften aan het ver(bouwen) van een rookkanaal , ofwel de afvoerpijp die zich in de schoorsteen bevindt. Deze eisen gaan over de grootte, materiaalkeuze, plaats en uitmonding van de schoorsteen alsmede over luchtverversing (Handboek Sfeerverwarming, VROM, 2000).

Woningwet artikelen 14 en 17

Op basis van deze artikelen kan een gemeente een gebouweigenaar aanschrijven binnen een bepaalde termijn te repareren of zodanig te verbeteren, dat deze (weer) aan de voorschriften van het Bouwbesluit voldoet. Over het algemeen zijn brandgevaarlijkheid en instortingsgevaar wel redenen voor gemeenten om aan te schrijven en overlast voor omwonenden niet (Handboek Sfeerverwarming, VROM, 2000)

Wet Milieubeheer

Artikel 1.1.a Algemene zorgplicht. In dit artikel staat dat iedereen die weet – of redelijkerwijs kan vermoeden – dat zijn handelen of nalaten nadelige milieugevolgen veroorzaakt, dit handelen achterwege dient te laten, of de gevolgen dient te voorkomen. Het overtreden van de zorgplicht geldt echter niet als strafbaar feit, waardoor de juridische basis van dit artikel om stappen te ondernemen gering is (Uit: Handboek Sfeerverwarming, VROM, 2000).

Wet inzake de luchtverontreiniging

Artikel 13 1 en 2 stelt dat de overheid regels kan stellen ten aanzien van verbrandingstoestellen en de brandstoffen daarvoor.

Artikel 43 stelt, dat de Commissaris der Koningin bevoegd is om het gebruik van een verontreinigend toestel of een verontreinigende handeling te verbieden.

“Onze commissaris in de provincie waar een inrichting geheel of in hoofdzaak is gelegen, een toestel zich bevindt of een verontreinigende handeling wordt verricht, kan, indien naar zijn oordeel door die inrichting, door een deel van die inrichting, door dat toestel of door die verontreinigende handeling de lucht zodanig is of dreigt te worden verontreinigd dat aanmerkelijk gevaar voor de gezondheid, onduldbare hinder of ernstige schade te duchten is, en het treffen van een andere voorziening niet kan worden afgewacht, de betrokkene bevelen de inrichting of het desbetreffende deel van de inrichting te sluiten, het toestel buiten werking te stellen, onderscheidenlijk de handeling te staken.”

Besluit Luchtkwaliteit

In het Besluit Luchtkwaliteit zijn grenswaarden voor een aantal luchtverontreinigingscomponenten gesteld. Informatie over huidige en toekomstige grenswaarden lucht zijn ook te vinden op www.rivm.nl/milieukwaliteit/lucht/stoffen. Uit de in Hoofdstuk 4 aangehaalde jurisprudentie blijkt, dat deze grenswaarden van belang zijn bij de vraag of er van ontoelaatbare hinder dan wel gevaren voor de gezondheid sprake is.

Bijlage 2 Vragenlijst gemeenten, versie 1

1. Hoe vaak hebben bewoners van uw gemeente zich in 2004 gemeld met klachten over open haarden, houtkachels en stoken buiten (barbecues, vuurkorven, e.d.)?
2. Zijn het aantal klachten gedurende de afgelopen jaren toegenomen / afgenomen?

Bronnen van overlast

3. Percentueel gezien: Wat is het aandeel van de verschillende overlastbronnen (open haarden / houtkachels / stoken buiten)?
4. Welk aspect van het stoken veroorzaakt de overlast ?

Aard van de klachten

5. Wat is de aard van de klachten en wat is hun aandeel?
6. Zijn er qua klachten van overlast trends in de tijd waar te nemen (zijn bepaalde klachten in de loop van de jaren toegenomen / afgenomen)?

->	
->	

Bijlage 3 Vragenlijst gemeenten, versie 2

Algemeen

1. Beschikt uw gemeente over een klachtenlijn voor bewoners die hinder of overlast (door lawaai, stank, rook, afval, etc.) ondervinden?

->
->

- klachten over open haarden, houtkachels en stoken buiten (barbecues, vuurkorven, e.d.)?
4. Zijn het aantal klachten gedurende de afgelopen jaren toegenomen / afgenomen?

Bronnen van overlast

5. Percentueel gezien: Wat is het aandeel van de verschillende overlastbronnen (open haarden / houtkachels / stoken buiten)?
6. Welk aspect van het stoken veroorzaakt de overlast ?

Open haarden:	%
Houtkachels:	%
Stoken buiten:	%

7. Zijn er qua klachten van overlast trends in de tijd waar te nemen (zijn bepaalde klachten in de loop van de jaren toegenomen / afgenomen)?

Advies / actie

9. Wat voor advies geeft u / actie onderneemt u als gemeente als reactie op stookklachten?

->
->
->

Bijlage 4 Vragenlijst GGD'en

1. Hoe vaak hebben bewoners zich in 2004 gemeld met gezondheidsklachten als gevolg van open haarden, houtkachels en stoken buiten (barbecues, vuurkorfen, e.d.)?
2. Zijn het aantal gezondheidsklachten gedurende de afgelopen jaren toegenomen / afgenomen?

Bronnen van overlast

3. Wat is het aandeel van de verschillende overlastbronnen (open haarden / houtkachels / stoken buiten)?

Open haarden: Houtkachels: Stoken buiten:

Aard van de klachten

5. Wat is de aard van de gezondheidsklachten als gevolg van stoken en wat is hun aandeel?

->
->
->
->

Bijlage 5: Vaststellen overlast

Als de rook omhoog gaat en snel verwaait, is er doorgaans geen sprake van overlast. Overlast ontstaat als door een of andere oorzaak, bijvoorbeeld het weer, de rook 'blijft hangen', of als de rookpluim neerslaat nabij de ventilatie-opening van het huis, waar overlast gemeld wordt. Of dit verschijnsel optreedt hangt af van een aantal factoren:

- De stijgsnelheid van de rook (deze kan zichtbaar gemaakt worden met videobeelden). Bij lage snelheid slaat de rook makkelijker neer.
- Temperatuur van de rookgassen: hoe hoger de temperatuur, hoe hoger de stijgkracht. Als de capaciteit van de kachel te hoog is voor de ruimte, wordt hij niet op vol vermogen gestookt en is de temperatuur van de rookgassen aan de lage kant. Bij een gesmoord gestookte kachel is de temperatuur ongeveer 50 °C.
- Weersomstandigheden: bij windstilte, bij mist, 's winters, 's nachts of in de vroege ochtend kan de rook blijven 'hangen'. Bij bewolkt weer en matige tot sterke wind kan bij voldoende windsnelheid de pluim neerslaan en overlast veroorzaken.
- Windrichting en aanwezigheid van obstakels, die als windvang fungeren.

Mensen, die overlast ondervinden doen er goed aan een 'rookdagboek' bij te houden en daarin gedurende een bepaalde periode te noteren op welke uren en onder welke weersomstandigheden de overlast afwezig, gering matig of sterk is. Ook is het goed om op dagen van extreme overlast video's of foto's te maken. Roetaanslag op de eigen woning (foto's) levert extra gegevens. Het vaststellen of er sprake is van overschrijding van de grenswaarden luchtkwaliteit kan het beste door een gekwalificeerd technisch bureau gebeuren. Zij moeten gegevens hebben, of redelijke aannamen kunnen doen over de aard van de kachel en de gebruikte brandstof.

Chemical Speciation and Bioaccessibility of Arsenic and Chromium in Chromated Copper Arsenate-Treated Wood and Soils

PETER S. NICO,^{*,†} MICHAEL V. RUBY,[‡]
YVETTE W. LOWNY,[‡] AND
STEWART E. HOLM[§]

*Earth Sciences Division, Lawrence
Berkeley National Laboratory, One Cyclotron Road, 90R1116,
Berkeley, California 94720, Chemistry Department,
California State University, Stanislaus,
801 West Monte Vista Boulevard, Turlock, California 95382,
Exponent, Boulder, Colorado 80301, and Georgia-Pacific
Corporation, Atlanta, Georgia 30035*

This research compares the As and Cr chemistry of dislodgeable residues from chromated copper arsenate (CCA)-treated wood collected by two different techniques (directly from the board surface either by rubbing with a soft bristle brush or by rinsing from human hands after contact with CCA-treated wood) and demonstrates that these materials are equivalent in terms of both the chemical form and bonding of As and Cr and in terms of the As leaching behavior. This finding links the extensive chemical characterization and bioavailability testing that has been done previously on the brush-removed residue to a material that is derived from human skin contact with CCA-treated wood. Additionally, this research characterizes the arsenic present in biological fluids (sweat and simulated gastric fluid) following contact with these residues. The data demonstrate that in biological fluids the arsenic is present primarily as free arsenate ions. Arsenic-containing soils were also extracted into human sweat to evaluate the potential for arsenic dissolution from soils at the skin surface. For soils from field sites, only a small fraction of the total arsenic is soluble in sweat. Based on comparisons to reference materials that have been used for in vivo dermal absorption studies, these findings suggest that the actual relative bioavailability via dermal absorption of As from CCA residues and soil may be well below the current default value of 3% used by U.S. EPA.

Introduction

Chromated copper arsenate (CCA) has been used to treat lumber for over 60 years (1), owing to the extended lifetime of CCA-treated wood as compared to its untreated counterparts (2–5). Since the late 1980s, U.S. production of CCA-treated lumber has averaged approximately 5×10^8 ft³/year (6). Because of the inherent toxicity of arsenic and chromium, regulatory and public attention has become focused on the

potential risks from this exposure source. In particular, exposure of children to arsenic from CCA-treated wood used in decks and play sets has received considerable attention, and the U. S. EPA Office of Pesticide Programs is currently preparing a human health risk assessment for direct-contact exposures to CCA-treated wood (www.epa.gov).

The chemical and structural environment of As and Cr in CCA-treated wood has been studied by several researchers (2, 3, 7–9). Bull et al. (2000) concluded that As and Cr are present in the (V) and (III) oxidation states, respectively, and that all of the As and half of the Cr was present as the solid CrAsO₄. They further reasoned that the remaining Cr must be present as Cr(OH)_{3(s)}. X-ray diffraction analysis of CCA-treated material showed no detectable crystalline phases other than that of the wood cellulose (8, 9).

The most detailed study of the As and Cr form in CCA-treated materials evaluated three types of CCA-treated materials: new CCA-treated wood, aged CCA-treated wood, and an easily dislodgeable residue removed from the surface of aged CCA-treated wood. In all cases, the dominant oxidation states of the two elements are As(V) and Cr(III) and the local chemical environment of the two elements was best represented as a Cr/As cluster consisting of a Cr dimer bridged by an As(V) oxyanion (10).

The study reported herein was undertaken to answer several important questions that remained unresolved in the existing literature. First among them is whether the CCA residue that has been extensively examined in these previous investigations is representative of that to which humans are actually exposed in the environment. In contrast to the previously studied residue, which was collected with a soft bristle brush (brush-removed residue), the material examined in this work was collected directly from human hands after contact with CCA wood (hand-removed residue).

Second, we address the leaching characteristics of both of these residues when extracted with biologically relevant solvents, namely human sweat and simulated gastric solution.

Third, we determine the leaching behavior of four different As-containing soils in human sweat.

Finally, the data collected are interpreted in terms of the mechanism of As and Cr leaching from CCA-treated materials. They are also evaluated in light of previously published relative As bioavailability data and EPA exposure estimates.

Materials and Methods

Two environmental matrices were evaluated in this study: (1) dislodgeable residues from CCA-treated wood and (2) test soils that were collected from around CCA-treated wood and from other types of arsenic sources.

Brush-Removed Residue. The brush-removed residue was derived from CCA-treated boards by gently brushing the board with a soft bristle test tube brush while rinsing with deionized water. Details of the collection procedure, the X-ray absorption spectroscopy (XAS) analysis, and the As bioaccessibility of this material can be found in previous studies (10, 11).

Hand-Removed Residue. The hand-removed residue was collected from nine weathered CCA-treated boards that were removed from decks in either Florida or Pennsylvania. Removal of the residue was conducted using a hand-wiping protocol developed by the Consumer Product Safety Commission (12), with the addition of a wash step to remove the CCA residue from the subject's hands. The hand was washed in a minimal amount of deionized water and a soft-bristle bottle brush was used to ensure complete removal of the CCA residue. To maximize the amount of material collected,

* Corresponding author phone: (510) 486-7118; fax: (510) 486-5686; e-mail: psnico@lbl.gov.

[†] Lawrence Berkeley National Laboratory and California State University.

[‡] Exponent.

[§] Georgia-Pacific Corp.

each board was wiped, using this protocol, three times. The wash solution was then frozen and lyophilized. This procedure was employed in order to collect material that is representative in terms of the type of the material collected by incidental contact with CCA-treated wood. The resulting data cannot be used to calculate risk estimates derived from the quantity of material collected on a human hand from CCA wood contact. That question has been addressed in previous studies (13, 14).

CCA-Treated Wood Surface. The surface of a weathered CCA-treated board (from a historical deck) was removed, to a depth of approximately 0.3 cm, as small wood chunks. This was accomplished by using a small hobby knife to cut a 1 cm by 1 cm grid in the wood surface, to an approximate depth of 0.3 cm. The hobby knife was then used to cut out small wood chunks that measured approximately 1 cm².

Test Soil Collection and Preparation. Test soils consisted of three field-collected soils that represented different arsenic sources and one synthetic substrate that consisted of soluble arsenic spiked onto a clean soil. Each soil was oven dried (45 °C) and sieved to <150 μm (100 mesh), unless otherwise indicated. The <150 μm size fraction was selected for this study because hand-press trials have indicated that the bulk of soil particles that adhere to human skin are of this size fraction (15) and also because this size fraction is being used for in vivo studies of dermal arsenic absorption from these soils (16).

The “utility pole soil” (CCA-impacted) was collected adjacent to a CCA-treated utility pole and contains As of CCA origin (based on the mineralogical forms of As present). Soil was collected near the base of utility poles treated with CCA type C wood that had been installed in a field service plot in Conley, GA, in 1998. Soil samples were then taken from several locations adjacent to the pole, extending outward approximately 12 in. and at depths of 1/4 to 2 in. Full details can be found in the Utility Pole Soil Collection Procedure section of the 2003 report submitted to U.S. EPA (17).

The “Colorado residential soil” was collected from a site in Colorado that has been impacted by arsenical pesticide application and contains elevated levels of both arsenic and lead. The “New York pesticide facility soil” sample was collected from Middleport, NY, and contains arsenic that originated from a pesticide production plant. The “Yolo County soil” is a reference soil, with a background As concentration of 0.05 mmol/kg, that was spiked with a sodium arsenate solution to obtain a soil arsenic concentration of 46.7 mmol/kg. The Colorado residential soil and the New York pesticide facility soil samples are currently being evaluated for dermal arsenic absorption using the nonhuman primate model described in Wester et al. (2004), while the Yolo County soil is the same substrate evaluated for dermal arsenic absorption in Wester et al. (1993) but is studied here in two separate size fractions: the 180–300 μm fraction used by Wester et al. (1993) and a <150 μm fraction to be consistent with the other soils used in this study (11, 18). The 180–300 μm fraction was spiked with an arsenate solution 1 h prior to extraction, and the <150 μm fraction was spiked 15 min prior to extraction.

X-ray Absorption Spectroscopy. Bulk-phase Cr and As K-edge spectra, of both the near-edge (XANES) and extended fine-structure (EXAFS), were collected on the hand-removed residue and extracts; results for the brush-removed residue were reported in Nico et al. (2004) (10). The data were collected using GSECARS beamline 13-BM, with a beam size of approximately 1.5 $\times$ 6.0 mm, at the Advanced Photon Source at Argonne National Laboratory, Argonne, IL. The storage ring was operating in “top-up” mode so beam current remained relatively constant at $\sim$ 100 mA. Spectra were collected in fluorescence mode using a Canberra 16-element Ge detector and a Si (111) monochromator. Incident and

transmitted intensities were measured with in-line ionization chambers. Energy calibration was achieved by analyzing a Cr metallic foil before collecting a sample, in the case of Cr, and by recording the transmission and fluorescence spectra for an As(V) standard, Na₃AsO₄, in the case of As. Fluorescence spectra were processed in a manner described previously (10).

Electron Microprobe Analysis. The brush-removed residue was examined by electron microprobe analysis (EMPA). The EMPA work was conducted at the Laboratory for Environmental and Geological Studies at the University of Colorado, Boulder, using a JEOL 8600 electron microprobe equipped with four wavelength spectrometers (including an LEDC spectrometer crystal for carbon and an LDE-1 crystal for oxygen analyses), an energy-dispersive spectrometer, a BEI detector, and a Geller Microanalytical data processing system. Details regarding sample preparation and handling, and instrument operating conditions, are available in Link et al. (1994) (19).

Sweat Collection. Human sweat was collected from four volunteers, two male and two female, by having the subjects shower, rinse off with deionized water, don a Tyvek suit with collection bags taped around the feet, and then exercise for approximately 1 h (stationary bike was the preferred method). Fluid that pooled in the bags was collected at the end of the exercise session. Each individual sweat sample was filtered through a 0.45 μm cellulose acetate filter, and all the samples were combined into a single container to generate a composite sweat (420 mL of sweat at a pH of 7.2, specific conductivity of 6.31 mS/cm, and background As concentration 0.15 $\mu\text{mol/L}$). This sweat was used for the leaching tests conducted on the brush-removed residue, the CCA-treated wood, the utility pole soil, and the Yolo county soil (<150 μm fraction). Because additional sweat was needed to complete the experiments, a second sweat composite was created, which involved the participation of new male volunteers (the same females contributed to the second sweat composite). The second composite consisted of 785 mL at a pH of 7.8, and a specific conductivity of 6.43 mS/cm, and background As concentration 0.29 $\mu\text{mol/L}$. This second sweat sample was used for the remaining leaching tests. All sweat samples were stored at 4 °C. The reported extract As concentrations are background subtracted.

Sweat Leaching Procedure. The two CCA residues were tested without any further preparation beyond the collection procedures described. For the arsenic-bearing soils, the <150 μm size fraction was tested in the sweat extraction. For the reference soil (Yolo County soil; the same substrate evaluated in Wester et al. 1993), both the <150 μm and 180–300 μm size fractions were tested (18). The residue tests consisted of combining 5 mL of filtered sweat and 0.2 g of air-dried solid (1:25_(m/v)); the soil tests consisted of combining 1.0 g of soil in 25 mL of sweat (1:25_(m/v)). Leach tests were run at 30 °C for 8 h in a water bath equipped with a shaker table. The leachate was separated from the solid fraction by centrifugation, filtered through a 0.22 μm cellulose acetate syringe filter, and preserved with 0.02 mL of hydrochloric acid. Each of the sweat extraction tests was conducted in triplicate.

Test samples were submitted to Battelle Pacific NW Lab in Sequim, WA. The samples were analyzed for total arsenic and chromium by inductively coupled plasma/optical emission spectroscopy (ICP/OES), and selected extracts were analyzed for As species in solution by ion chromatography (IC) followed by inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP/MS). Based on retention times for As eluting from the ion column, and coelution of other elements, the presence of “free” As in extraction fluid (i.e., as As(III) or As(V) oxyanions in solution), or As complexed with other metals such as Cr or Fe, was established.

TABLE 1. Total Metal Concentration Data for Solid Matrixes

material type (solid matrixes)	arsenic ($\mu\text{mol/g}$)	chromium ($\mu\text{mol/g}$)	Cr:As molar ratio	iron ($\mu\text{mol/g}$)	copper ($\mu\text{mol/g}$)
brush-removed residue ^b	47.4	78.8	1.66	269	35.3
hand-removed residue ^{b,c}	9.92	19.6	1.98	57.4	8.47
wood surface (0.3 cm)	22.7	51.7	2.28	42.3	11.0
utility pole soil (CCA impacted)	4.56	3.38	0.74	543	3.40
NY pesticide facility soil ^b	21.5	0.333	0.02	304	0.946
Colorado residential soil	16.4	0.996	0.06	244	
Yolo County soil (spiked, $<150 \mu\text{m}$) ^d	46.3	6.06	0.13	720	0.677
Yolo County soil (spiked, $180\text{--}300 \mu\text{m}$) ^e	48.5			664	

^a Tables reporting values in both $\mu\text{mol/g}$ and $\mu\text{g/g}$ units are included in the Supporting Information for comparison to previous studies. ^b Average of duplicate samples. ^c Concentration in pre-extraction solid was back-calculated from the sweat extract and post-test residue concentrations and masses. ^d Yolo County soil was spiked with approximately $46.7 \mu\text{mol/g}$ arsenic 15 min before the extraction test was performed. ^e Yolo County soil was spiked with approximately $46.7 \mu\text{mol/g}$ arsenic 1 h before the extraction test was performed.

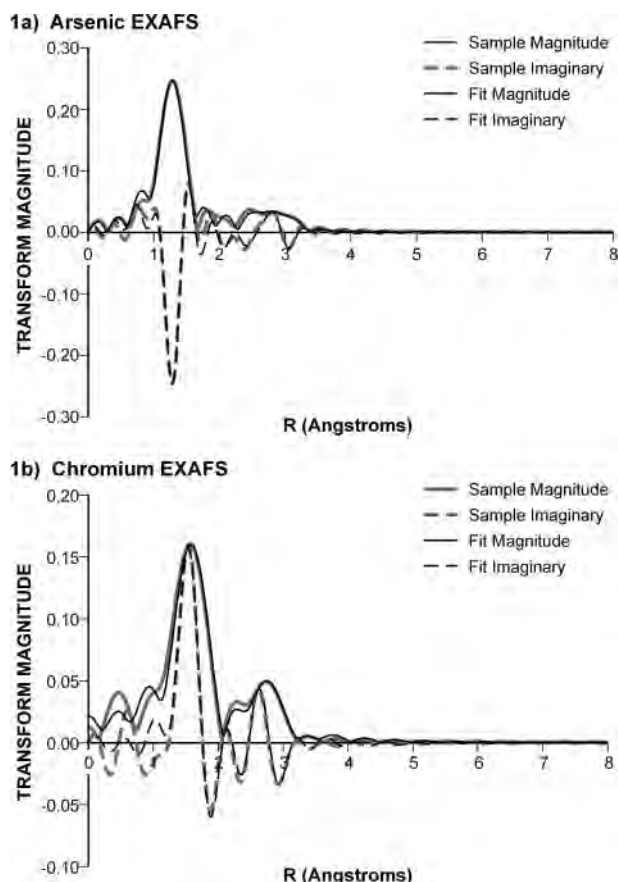


FIGURE 1. Sample data and calculated fits for As and Cr EXAFS of hand-removed residue.

Gastric Leaching Procedure. The gastric extraction method consisted of a 1 h extraction in simulated stomach fluid (pH value of 1.5) at physiological temperature (37°C), with mixing by end-over-end rotation. The extraction involved 1 g of test substrate that had been sieved to $<250 \mu\text{m}$ in 100 mL of buffered extraction fluid (glycine/HCl buffer). After the 1 h extraction, an aliquot of extract was filtered through a $0.45 \mu\text{m}$ cellulose acetate disk filter. Each of the gastric extractions was conducted in triplicate. A detailed description of this method is available in Kelley et al. (2002) (20). Gastric extracts were analyzed in the same way as sweat extracts. All extracts were frozen after the extraction procedure was complete and kept frozen until analysis.

Results and Discussion

Residue Comparison. The bulk elemental compositions of the two residues are shown in Table 1. The total metals

concentrations of the two materials are quite different; however, the various metal ratios are relatively similar between the two materials. Therefore, the remaining mass of the hand-removed residue must consist of substances mostly free of As, Cr, Cu, or Fe. Potential substances would include Al- or Si-based soil minerals or metal-free organic material derived either from the surface of the wood or from the hands of the subjects. Since it seems unlikely that the hand-removal process would have dislodged more soil minerals than the brush-removal process and since the subjects' hands were brushed in order to ensure complete removal of the CCA material, dislodged skin cells are a likely source of this extra material.

The EMPA analysis of the brush-removed residue indicated that it is composed primarily of wood particles, consistent with a previous estimate of only 4% inorganic material in the residue based on elemental analysis (21). The wood residue particles exhibit broadly distributed As at concentrations ranging from 6.67 to $40.0 \mu\text{mol/g}$ by EMPA. The inorganic fraction consists primarily of common soil minerals such as quartz, pyroxene, microcline, and iron oxides (hematite and goethite). The inorganic fraction also contains small numbers of discrete grains, $1\text{--}2 \mu\text{m}$, of an arsenic-chromium-oxygen compound averaging 41% arsenic in the grain, and As containing iron oxide minerals, $1\text{--}45 \mu\text{m}$ in size, averaging 2.9% arsenic. The percentage of As in the discrete grains is consistent with these particles being CrAsO_4 , which are likely remnants of the "sludging" reactions known to produce CrAsO_4 particles on the surface of treated wood (22). Scanning electron microscopy conducted by Battelle on an aliquot of the brush-removed residue identified arsenic-enriched iron oxide particles in the matrix but did not identify any pure chromium arsenate particles (21). Attempts to quantify the fraction of As associated with each phase (wood, Cr-As particles, and Fe-As particles) during the EMP analysis by multiplying the concentration in each phase by the area micrograph occupied by that phase suggested that the majority of the As was associated with the wood particles.

The fitting parameters for the As and Cr EXAFS spectra of the hand-removed residue are shown in Table 2, and the actual fits in Figure 1a,b.

The universal similarity of the fitting parameters for the hand-removed residue and those previously established for the brush-removed residue, Table 3, clearly demonstrates that the As exists in a similar, if not identical, local chemical environments in the two materials, despite the difference in total metals concentrations (10). This indicates that the two materials are expected to have similar chemical behaviors.

Arsenic and Chromium Leaching from Residue. The releases of As and Cr under sweat and gastric leaching conditions are shown in Table 4. The data in Table 4 show, both in absolute terms and as a percentage of mass, that more As and Cr are leached from the CCA residues than

TABLE 2. Final Cr and As EXAFS Fitting Parameters for Hand-Removed Residue

scattering pair	As EXAFS ($S_0^2 = 0.96$)				Cr EXAFS ($S_0^2 = 0.82$)			
	As–O	As–Cr	As–O–O	As–O–As–O	Cr–O	Cr–C	Cr–As	Cr–Cr
coordination number (N)	3.95	1.89	12	4	5.99	4.31	1.24	1.11
distance R (Å)	1.69	3.28	3.05	3.36	2.00	3.03	3.25	3.48
σ^2	0.0019	0.0078	0.0038	0.038	0.0030	0.004	0.004	0.0044
E_0	2.35	2.35	2.35	2.35	0.83	0.83	0.83	0.83

TABLE 3. Final Cr and As EXAFS Fitting Parameters for Brush-Removed Residue

scattering pair	As EXAFS ($S_0^2 = 0.99$)				Cr EXAFS ($S_0^2 = 0.64$)			
	As–O	As–Cr	As–O–O	As–O–As–O	Cr–O	Cr–C	Cr–As	Cr–Cr
coordination number (N)	3.9	1.9	12	4	6.0	4.74	1.27	1.18
distance R (Å)	1.68	3.25	3.06	3.36	1.97	3.08	3.25	3.47
σ^2	0.0022	0.0094	0.0053	0.01	0.0016	0.011	0.0018	0.0017
E_0	0.82	0.82	0.82	0.82	–2.41	–2.41	–2.41	–2.41

TABLE 4. Metal Concentrations in Extract Solutions^a

material type	arsenic		As(V) (%)	As(III) (%)	chromium		Cr:As molar ratio	iron		copper	
	extracted				extracted			extracted		extracted	
	($\mu\text{mol/L}$)	(%)			($\mu\text{mol/L}$)	(%)		($\mu\text{mol/L}$)	(%)	($\mu\text{mol/L}$)	(%)
Sweat Extraction Fluid											
brush-removed residue	246	12 $\pm$ 0.3	92 $\pm$ 0.5	7.8 $\pm$ 0.4	152	4.7	0.62	17.0	0.15	377	26
hand-removed residue ^{b,c}	43.7	11 $\pm$ 2.2			66.8	8.8	1.53	50.4	2.3	157	48
wood surface (0.3 cm)	21.2	2.3 $\pm$ 0.7	98 $\pm$ 0.2	1.7 $\pm$ 0.2	26.0	1.2	1.23	5.00	0.29	217	49
utility pole soil (CCA impacted)	2.65	1.4 $\pm$ 0.2	82 $\pm$ 0.8	18 $\pm$ 0.8	0.0450	0.031	0.02	0	~0	0.169	0.12
NY pesticide facility soil	15.3	1.8 $\pm$ 0.1									
Colorado residential soil	71.1	11 $\pm$ 0.3									
Yolo County soil (spiked, <150 μm) ^d	879	45 $\pm$ 20									
Yolo County soil (spiked, 180–300 μm) ^e	1414	72 $\pm$ 2.7									
Gastric Extraction Fluid											
brush-removed residue	99.1	22 $\pm$ 2.4	93 $\pm$ 0.1	7.1 $\pm$ 0.1	62.9	8.2	0.63	98.5	3.8	249	73
wood surface (0.3 cm)	14.3	6.2 $\pm$ 0.4	99 $\pm$ 0.8	0.93 $\pm$ 0.8	9.99	1.9	0.70	13.0	3.0	99.8	90

^a Unless otherwise stated, values represent the average of three samples. If concentration in the sweat blank or the matrix was greater than concentration in the sample extract, the sample extract concentration was set to zero. Tables reporting values in both $\mu\text{mol/g}$ and $\mu\text{g/g}$ units are included in the Supporting Information for comparison to previous studies. ^b Average of duplicate samples. ^c Concentration in pre-extraction solid was back-calculated from the sweat extract and post-test residue concentrations and masses. ^d Yolo County soil was spiked with approx 46.7 $\mu\text{mol/g}$ arsenic 15 min before the extraction test was performed. ^e Yolo County soil was spiked with approx 46.7 $\mu\text{mol/g}$ arsenic 1 h before the extraction test was performed.

from the CCA-treated wood. This was expected, given the finely divided nature of the residues and, therefore, the much larger leachable surface area compared to the wood sample, which was tested in the form of wood chips (i.e., approximately 1 cm^2 pieces of wood).

However, the percent of extractable As is almost identical between the two residues: the brush-removed averages 12% ($N = 3$), and the hand-removed averages 11% ($N = 2$). This similarity in chemical behavior is consistent with the conclusions reached from the XAS data.

The other major metals, Cr, Fe, and Cu, are more easily extracted from the hand-removed residue. The result is most dramatic for iron, with 0.15% extracted from the brush-removed residue, compared to 2.3% from the hand-removed residue. With Cr and Cu, while the percent extracted is greater, the total leachate concentration is actually less in the hand-removed versus the brush-removed residue. The increased relative solubility of the Cr, Cu, and Fe from the hand-removed residue is consistent with the hypothesis that it contains a larger fraction of organic material derived from skin cells. This material would tend to increase metal solubility through chelation (23). The effect is expected to be larger for Fe than for Cr or Cu because of the susceptibility of Fe to reductive dissolution as well as chelation. This trend is born out in the data shown in Table 4 where the percent

extractable Cr and Cu both increase by roughly a factor of 2 while the percent extractable Fe increases by over an order of magnitude.

Extraction in simulated gastric fluid, versus in sweat, results in a greater percent extraction of As and Cr; however, the final solution concentrations of As and Cr are actually lower in the gastric extraction due to the greater mass to volume extraction ratio. Since As and Cr should be more soluble in the gastric solution as compared to the sweat solution, it is clear that the gastric extraction was not limited by solution saturation. In this way, the gastric extracts may represent a maximum leachable fraction of As and Cr, even under relatively harsh conditions. Therefore, in the dislodgeable residues ~11–12% of the As and ~5%–9% of the Cr are more easily leachable, an additional ~9% of the As and ~3% of the Cr are available under harsher gastric leaching conditions, and finally, the remaining ~80% of As and ~90% of Cr are unavailable even under the gastric leaching conditions.

Form of Extracted Arsenic. The chemical form of the As present in the biological fluids was established by XAS analysis of the extraction fluids and confirmed by IC–ICP. Independently, each establishes that the dominant solution-phase arsenic form is a free arsenate ion. These results are consistent with the work of Khan et al. (2004) who also found that

arsenate was the dominant species extracted from CCA-treated wood samples (24).

One sweat and one gastric extract of the brush-removed residues were examined by XAS spectroscopy. The XANES spectra of the two solutions are identical, indicating that the form of the As is the same in both samples, Figure 2a. Because the absolute concentration of As was lower in the gastric extract than in the sweat extract, the data collected for the gastric extract were too noisy for the EXAFS to be analyzed. However, since the form of As appears to be the same in both species by XANES, detailed analysis of one of the solutions should be sufficient. The Fourier transforms of the As EXAFS of the sweat extract are shown in Figure 2b. Also shown in Figure 2b is the Fourier transform of an arsenate standard. The similarities between the two spectra are obvious, indicating that the form of As in the sweat extract is that of free arsenate. By way of contrast, the sweat extract spectrum is compared to that of the hand-removed residue in Figure 2c. The second peak in the hand-removed residue spectra at approximately 3.00 Å (uncorrected for phase shift) is caused by the Cr atoms that complex the As in this material. A peak similar to this would be expected in the sweat extract solution if the As in that solution were bound to elements such as Cr or Fe; however, no indication of any significant backscatter in the 3.00 Å region (uncorrected for phase shift) is observed. These data confirm that, once in solution, the As is no longer complexed with the Cr or Fe.

As a corroboration of the XAS analysis, the leachates were also analyzed by IC-ICP/MS. For all the leachate samples tested, free arsenate ion was the dominant form of As in solution (see Table 4). The sweat and gastric extracts of the brush-removed samples were also examined for dimethyl arsenate (DMA), but DMA concentrations were found to be 0.05% or less. The ICP/MS analysis of the As-bearing IC peaks showed no indication of coeluting elements such as Cr or Fe. Again, these data support the conclusion drawn from the XAS analysis that the form of the As in the sweat and gastric extracts is free arsenate ion.

The release of As into solution as free arsenate ion is consistent with the fact that As is preferentially leached with respect to Cr. For all CCA samples tested, the leaching solution is enriched in arsenic relative to the solid substrate tested, Tables 1 and 4. For example, the ratio (molar basis) of Cr to As is 1.66 and 1.98 in the brush-removed and hand-removed residues, respectively, but these ratios change to 0.62 and 1.53 for the sweat extract solutions. (The higher Cr-to-As ratio in the hand-removed residue leachate is due to the larger percentage extraction of Cr, which, as mentioned above, could be due to a greater concentrations of small organic chelators in the hand-removed residue.)

Nature of the Labile Arsenic Pool. One possible source of the sweat-extractable As and Cr is the dissolution of the CrAsO_4 particles identified by EMPA. The sweat extract solutions are over 6 orders of magnitude under-saturated with respect to CrAsO_4 (the degree of under-saturation was assessed using MINTEQA, sweat extract metal concentrations and pH, and a CrAsO_4 K_{sp} of 7.8×10^{-21}). This means that any CrAsO_4 present in the residue should have dissolved during the sweat extraction procedure. This assumes that there are not kinetic limitations on the dissolution of these particles, but given their small size (1–2 μm), large surface areas, and the 8 h extraction time, kinetic limitations seem unlikely. This calculation places a conservative upper limit on the fraction of As present in the EMPA-detected CrAsO_4 particles at ~12% (the percent As released in the sweat extraction). However, the data from the brush-removed residue do not support CrAsO_4 particles as the major source of arsenic because the Cr concentrations in the resulting extraction solutions are not large enough to account for the observed concentrations of As. Therefore, either the CrAsO_4

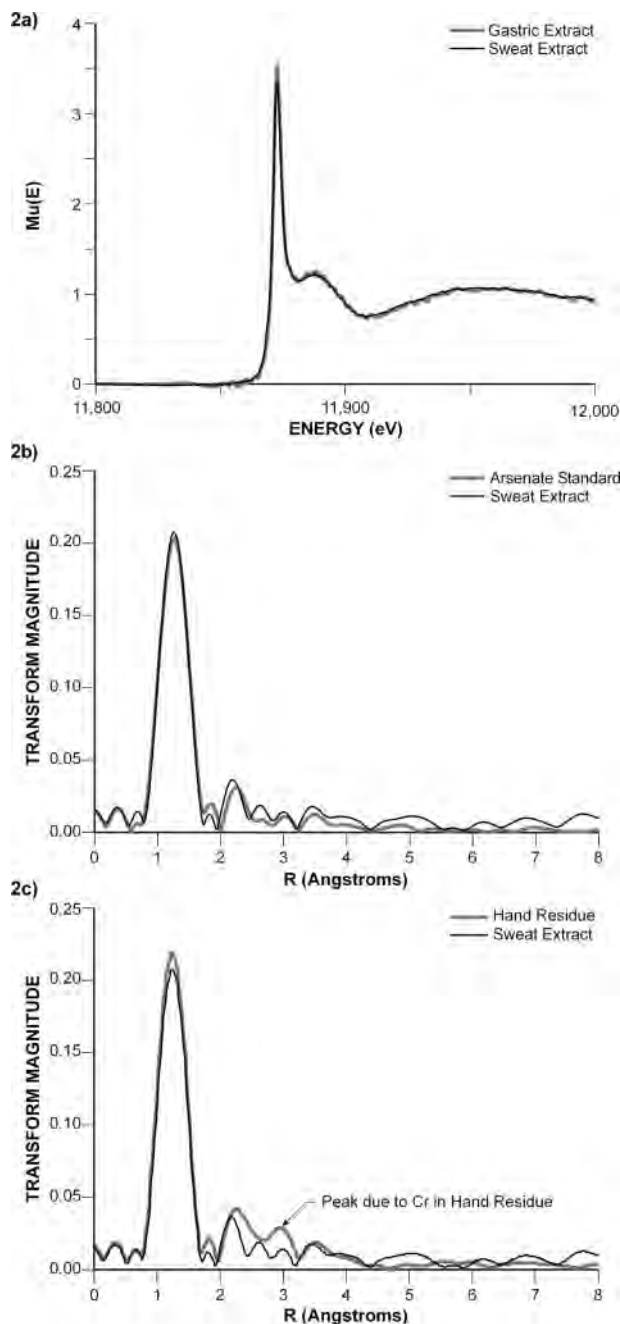


FIGURE 2. (a) Comparison of As XANES spectra for sweat and gastric extract of the brush-removed residue. (b) Comparison of Fourier transformed As EXAFS spectrum of the gastric extract of the brush-removed residue with an arsenate standard spectrum. (c) Comparison of Fourier transformed EXAFS spectrum of the gastric extract of the hand-removed residue with the spectrum of the hand-removed residue.

undergoes incongruent dissolution, liberating the As and reforming $\text{Cr}(\text{OH})_3$, or there is another source of labile As. The former, while possible, seems unlikely to be true because even in the gastric extraction solutions where the pH is low enough to make $\text{Cr}(\text{OH})_3$ soluble, there is still not enough Cr in the extraction solutions to account for the observed As concentrations.

Another likely source of extractable As in wood is arsenate ions sorbed onto Fe oxides and/or the other soil minerals in the dislodgeable residues. The EMP analysis of the brush-removed residue specifically identified Fe oxide particles containing As. A small percentage of As, <12%, being bound to Fe instead of Cr would not be detectable in the XAS analysis

because of the similarities of Cr and Fe as backscattering elements. The fact that greater Fe extraction from the hand-removed residue, as opposed to the brush-removed, did not result in greater As extraction implies that almost all of the Fe-associated As is removed in the sweat extraction.

If the sweat-extractable pool of labile As is a combination of loosely sorbed free arsenate and CrAsO_4 , then the next question concerns the nature of the additional As liberated during the gastric extraction. The two most likely possibilities are that the harsher extraction conditions accomplish the dissolution of some remaining recalcitrant CrAsO_4 particles or, more likely, that the high acid concentrations favor hydrolytic release of the As still bound to Cr binding sites in the wood. Either way, as stated above, the harsher conditions only liberate an additional ~9% of the total As in the residues, leaving >80% of the As unavailable.

Arsenic Leaching from Soil. The total metals concentrations for the studied soils are shown in Table 1, and the sweat extraction results are shown in Table 4. Both Yolo County soil fractions show As concentrations that are quite similar to the intended spike value of $46.7 \mu\text{mol/g}$, implying that the As spike has been uniformly distributed throughout the sample. Between the two Yolo County soil size fractions, particle size had the expected effect on As retention with the <150 μm fractions leaching less As than the 180–300 μm fraction, 45% vs 72%, respectively. This is most likely due to a lower expected surface area of the particles in the larger size fraction. However, the most important result is that the percentage of As released from the Yolo County soils is 40–50 times greater than any of the field-collected soils. (It should also be pointed out that the leaching results discussed above, for residues and soil samples, represent conservative measurements of As availability because the extraction conditions, which include high fluid-to-solid ratio, continuous mixing, and long extraction period, would tend to bias the results toward a greater percent extraction than would occur under real human exposure conditions.)

Environmental Significance. These data indicate that, independent of extraction fluid or substrate-extracted, the solubilized form of As is predominantly that of free arsenate ion. Consequently, this is the relevant form of arsenic to which a biological receptor would be exposed.

Furthermore, while there is a difference in total metals concentration between the two CCA residues, they are equivalent in terms of As and Cr oxidation state, binding environment, and As leachability. The residues are made up primarily (96%) of wood particles containing As and Cr bound together in an As–Cr complex. Within the residues ~12% of the As is available to the relatively mild conditions of leaching in human sweat and an additional 9% is available to the harsher simulated gastric conditions. The remaining ~80% of the As and 90% of the Cr appear to be resistant to even the harsher conditions, presumably remaining bound within wood particles as the Cr/As cluster described above. The labile fraction of As is likely composed of either weakly sorbed arsenate ions or CrAsO_4 particles that are present in small amounts in the residue.

The availability of As from the field soils when leached in human sweat ranged over an order of magnitude (1.4% to 11%) but was much less than in either size fraction of the As spiked soils, 45% and 72%, <150 μm and 180–300 μm , respectively. The greater extractability of As in the spiked soils is likely due to the short period of time between the addition of As to the soil and the attempt to extract the As. In general, it would be expected that the longer the As remains in contact with the soil before extraction the less available this As would be. While it is true that soils receiving As leached from CCA-treated wood would always have some fraction of “recent” As, it is equally true that the majority of the As in the soil will have had a significant amount of time (months

to years) to equilibrate with the soil. It should also be pointed out that the utility pole soil, which is the one soil directly impacted by CCA-treated wood, had the lowest extractable As of any of the soils test, 1.4%.

A sample of Yolo County soil treated in an identical manner to our Yolo County (180–300 μm) sample was used as the solid substrate in the Wester et al. (1993) study to try to understand dermal absorption of arsenic “from soil” (18). The data gathered from the Wester et al. (1993) research was interpreted by the EPA to support the assumption that 3% of arsenic “in soil” would be dermally absorbed (18). However, the percent As extraction from environmental soils and CCA residues was ~1/6–1/100 of that extracted from spiked Yolo County soil (180–300 μm). Because the solubilization of As into biological fluids, i.e., sweat, is likely a key step in the dermal absorption of As, it is reasonable to suggest that actual dermal absorption of arsenic from environmental soils and CCA residues is likely to scale, roughly, with the sweat extractability of As from these materials. This implies that the currently accepted 3% dermal absorption value, derived from the spiked Yolo County soil, may significantly overestimate the availability of As from CCA-treated wood residues and arsenic-affected soils. Given that the sweat extraction procedure used in this research is far more aggressive than actual conditions at the skin surface, these data should not be considered a direct index of how much As might be available for dermal absorption, but rather they provide a sense of the relative solubility of As from the different substrates.

Acknowledgments

We thank Dr. Matthew Newville of the Advanced Photon Source for his assistance with the collection of the XAS data. X-ray absorption spectroscopy was performed at GeoSoilEnviroCARS (Sector 13), Advanced Photon Source (APS), Argonne National Laboratory. GeoSoilEnviroCARS is supported by the National Science Foundation – Earth Sciences (EAR-0217473), Department of Energy – Geosciences (DE-FG02-94ER14466), and the State of Illinois. Use of the APS was supported by the U.S. Department of Energy, Basic Energy Sciences, Office of Science, under contract no. W-31-109-Eng-38. Partial support was also provided by the U.S. Department of Energy under contract no. DE-AC02-05C-H11231. We also thank the American Chemistry Council for supplying the materials analyzed in this work and Georgia-Pacific Corp. for providing funding.

Supporting Information Available

Further details of this study. This material is available free of charge via the Internet at <http://pubs.acs.org>.

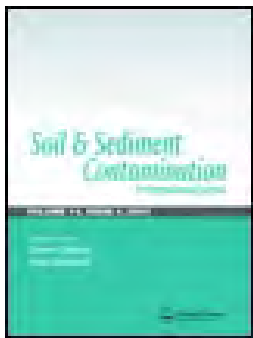
Literature Cited

- (1) Hingston, J. A.; Collins, C. D.; Murphy, R. J.; Lester, J. N. Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review. *Environ. Pollut.* **2001**, *111*, 53–66.
- (2) Bull, D. C.; Harland, P. W.; Vallance, C.; Foran, G. J. EXAFS study of chromated copper arsenate timber preservative in wood. *J. Wood Sci.* **2000**, *46*, 248–252.
- (3) Bull, D. C. The Chemistry of chromated copper arsenate II. Preservative-wood interactions. *Wood Sci. Technol.* **2001**, *34*, 459–466.
- (4) Zagury, G. J.; Samson, R.; Deschenes, L. Occurrence of metals in soil and ground water near chromium copper arsenate-treated utility poles. *J. Environ. Qual.* **2003**, *32*, 507–514.
- (5) Balasoiu, C. F.; Zagury, G. J.; Deschenes, L. Partitioning and speciation of chromium, copper, and arsenic in CCA-contaminated soils: influence of soil composition. *Sci. Total Environ.* **2001**, *280*, 239–255.
- (6) Solo-Gabriele, H.; Townsend, T. *Generation, use, disposal and management options for CCA-treated wood*; Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management: Gainesville, FL, 1998.

- (7) Woolson, E. A.; Gjovik, L. R. The Valence state of arsenic on treated wood. **1981**, 77, 15–22.
- (8) Kamdem, D. P. ESEM of CCA Type C Treated Southern Pine; *Osmose Inc.*: Buffalo, NY, 2001.
- (9) Kamdem, D. P.; Cui, W. *X-ray Diffraction of CCA Treated Wood Surface*; *Osmose Inc.*: Buffalo, NY, 2001.
- (10) Nico, P. S.; Fendorf, S. E.; Lowney, Y. W.; Holm, S. E.; Ruby, M. V. Chemical structure of arsenic and chromium in CCA-treated wood: implications of environmental weathering. *Environ. Sci. Technol.* **2004**, 38, 5253–5260.
- (11) Wester, R. C.; Hui, X.; Barbadillo, S.; Maibach, H. I.; Lowney, Y. W.; Schoof, R. A.; Holm, S. E.; Ruby, M. V. In vivo percutaneous absorption of arsenic from water and CCA-treated wood residue. *Toxicol. Sci.* **2004**, 79, 287–295.
- (12) Briefing package associated with Petition to Ban Chromated Copper Arsenic (CCA)-Treated Wood in Playground Equipment; Consumer Product Safety Commission, U.S. Government Printing Office: Washington, DC, 2003.
- (13) Hemond, H. F.; Solo-Gabriele, H. M. Children's exposure to arsenic from CCA-treated wooden decks and playground structures. *Risk Anal.* **2004**, 24, 51–64.
- (14) Kwon, E.; Zhang, H.; Wang, Z.; Jhangri, G. S.; Lu, X.; Fok, N.; Gabos, S.; Li, X.-F.; Le, X. C. Arsenic on the hands of children after playing on playgrounds. *Environ. Health Perspect.* **2004**, 112, 1375–1380.
- (15) Duggan, M. J.; Inskip, M. J.; Rundle, S. A.; Moorcroft, J. S. Lead in playground dust and on the hands of school children. *Sci. Total Environ.* **1985**, 44, 65–79.
- (16) Lowney, Y. W.; Ruby, M. V.; Wester, R. C.; Schoof, R. A.; Holm, S. E.; Hui, X.; Barbadillo, S.; Maibach, H. I. Percutaneous absorption of arsenic from environmental media. *Toxicol. Ind. Health* **2005**, 21, 1–14.
- (17) *Relative Bioavailability of Arsenic in Soil Affected by CCA-Treated Wood*; American Chemistry Council: Arlington, VA, 2003.
- (18) Wester, R. C.; Maibach, H. I.; Sedik, L.; Melendres, J.; Wade, M. In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fundam. Appl. Toxicol.* **1993**, 20, 336–340.
- (19) Link, T. E.; Ruby, M. V.; Davis, A.; Nicholson, A. D. Soil lead mineralogy by microprobe: an interlaboratory comparison. *Environ. Sci. Technol.* **1994**, 28, 985–988.
- (20) Kelly, M. E.; Brauning, S. E.; Schoof, R. A.; Ruby, M. V. *Assessing oral bioavailability of metals in soil*; Battelle Press: Columbus, 2002.
- (21) Sass, B. *Chemical Characteristics and Morphology of Particulate in Dislodgeable Residue*; Battelle Press: Columbus, 2003.
- (22) Bull, D. C. The chemistry of chromated copper arsenate I. Characterisation of timber plant chemical sludge. *Wood Sci. Technol.* **2000**, 34, 367–376.
- (23) Dubbin, W. E. Influence of organic ligands on Cr desorption from hydroxy-Cr intercalated montmorillonite. *Chemosphere* **2004**, 54, 1071–1077.
- (24) Khan, B. I.; Solo-Gabriele, H. M.; Dubey, B. K.; Townsend, T. G.; Cai, Y. Arsenic speciation of solvent-extracted leachate from new and weathered CCA-treated wood. *Environ. Sci. Technol.* **2004**, 38, 4527–4534.

Received for review May 17, 2005. Revised manuscript received October 12, 2005. Accepted October 19, 2005.

ES050950Q



Chromium, Copper, and Arsenic Concentrations in Soil Underneath CCA-Treated Wood Structures

Timothy Townsend , Helena Solo-Gabriele , Thabet Tolaymat , Kristin Stook & Naila Hosein

To cite this article: Timothy Townsend , Helena Solo-Gabriele , Thabet Tolaymat , Kristin Stook & Naila Hosein (2003) Chromium, Copper, and Arsenic Concentrations in Soil Underneath CCA-Treated Wood Structures, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 12:6, 779-798

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/714037715>



Published online: 18 Jun 2010.



Submit your article to this journal [↗](#)



Article views: 81



View related articles [↗](#)



Citing articles: 27 View citing articles [↗](#)

Chromium, Copper, and Arsenic Concentrations in Soil Underneath CCA-Treated Wood Structures

Timothy Townsend,¹ Helena Solo-Gabriele,² Thabet Tolaymat,¹ Kristin Stook,¹ and Naila Hosein²

¹Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, USA; ²Department of Civil Architectural and Environmental Engineering, University of Miami, Coral Gables, Florida, USA

Soils below nine structures (decks and foot bridges) in Florida were examined to evaluate potential impacts from chromated copper arsenate (CCA), a common wood preservative. Eight of the nine structures were confirmed to have been treated with CCA. Soils collected were evaluated for arsenic, chromium, and copper concentrations as well as pH, volatile solids content and particle size distribution. Two types of soil samples were collected: a soil core

and surface soil samples (upper 2.5 cm). One soil core was collected from below each deck and one control core was collected from an area removed from one of the structures. Eight or nine surface soil samples were collected in a grid-like fashion from beneath each structure. Equal numbers of surface control samples were collected from areas away from the structures. Metal concentrations were elevated in both the soil cores and surface samples collected from below the CCA-treated structures. Core samples showed elevated concentrations of metals at depths up to 20 cm. The arithmetic mean concentrations of arsenic, chromium, and copper in the 65 surface soil samples collected from below CCA-treated structures were 28.5 mg/kg, 31.1 mg/kg, and 37.2 mg/kg, respectively, whereas the mean concentrations of arsenic, chromium, and copper in the control samples were 1.34 mg/kg, 8.62 mg/kg, and 6.05 mg/kg, respectively. Arsenic concentrations exceeded Florida's risk-based soil cleanup target level (SCTL) for residential settings in all 65 surface soil samples. The industrial setting SCTL was exceeded in 62 of the 65 samples.

Address correspondence to Timothy Townsend, Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, P.O. Box 116450, Gainesville, FL 32611. E-mail: ttown@eng.ufl.edu

KEY WORDS: chromated copper arsenate, CCA, treated wood, soil contamination, arsenic, chromium, copper, heavy metals.

INTRODUCTION

THE pesticide chromated copper arsenate (CCA) has been the most widely used wood preservative in the United States in recent years (AWPA, 1999; Solo-Gabriele *et al.*, 1998). Applications for CCA include wood products such as utility poles, marine pilings, fences, decks and walkways. Arsenic, chromium, and copper are known environmental toxins, and their presence in CCA-treated wood raises several human safety and environmental concerns. One environmental concern expressed has been the impact on aquatic ecosystems where CCA-treated wood is used (Weis *et al.*, 1995; Weis and Weis, 1999; Brown *et al.*, 2001). Potential pathways of human exposure include direct contact with individuals working with the wood (Decker *et al.*, 2002; Gordon *et al.*, 2002), exposure by those touching the wood during normal use (Galarneau *et al.*, 1990; Wester *et al.*, 1993), and contact with soil or groundwater contaminated by the wood during its normal use (Fields, 2001). The final disposal of CCA-treated wood products may also result in environmental contamination (Tolaymat *et al.*, 2000; Solo-Gabriele *et al.*, 2002). The degree of risk posed by CCA-treated wood products through these various exposure routes is a topic of debate in the scientific and regulatory community, and it is generally acknowledged that additional research is needed to fully understand the true risks. This paper investigates one pathway of potential environmental exposure: contamination of soil as a result of CCA-treated wood structures.

Soil contamination with arsenic, chromium and copper as a result of the wood preservative CCA has been reported at the locations of former and current wood treatment plants, as well as in the proximity of CCA-treated wood structures. The CCA treatment process involves impregnating wood with the CCA preservative solution using pressurized treatment cylinders. Environmental contamination has resulted from spills of the raw chemical, improper disposal of chemical sludges from treatment, and the dripping of preservative from the wood after the treatment process. Several studies have been conducted on soil contamination at these facilities (Anderson *et al.*, 1996; Balasoiiu *et al.*, 2001) and many former and current wood treatment plants have been required to undergo corrective action.

Because of the high concentrations of arsenic, chromium, and copper encountered in CCA preservative solutions, it is not surprising that the improper management of this material often results in contamination at levels that pose a risk to human health and the environment. A fact that is less certain, however, is whether chemicals leached from CCA-treated wood products contaminate soil at concentrations that present a risk. During the CCA treatment process, chemical reactions take place that act to bind the metal compounds to the wood. Wood preservation scientists refer to this process as “fixation,” a reaction dominated by the reduction of hexavalent chromium to trivalent chromium (Cooper and Ung, 1992). While the metals are “fixed” to the wood from a treatment efficacy standpoint, the metals do leach over time to the surrounding environment when exposed to water (Cooper, 1991; Lebow, 1996; Hingston *et al.*, 2001). Most CCA-treated wood products are used outdoors. When rainfall comes in contact with treated wood structures that

are located above or in soil (such as a deck or a walkway), some arsenic, chromium and copper will dissolve into the water and travel to the underlying or adjacent soil. The leached metals may then bind to the soil causing an increase in the soil metal concentrations. Arsenic typically poses a greater concern when encountered at elevated levels in the soil (with respect to chromium and copper), as it is harmful at lower concentrations. For example, the generic residential soil cleanup target level (SCTL) for arsenic in Florida is 0.8 mg/kg, compared to 210 mg/kg and 110 mg/kg for chromium and copper, respectively (FAC, 2000). While one might argue whether it is appropriate to compare generic risk levels such as the Florida SCTL to soil underneath a CCA-treated structure, they do provide a benchmark to indicate whether contamination approaches concentrations that might be of concern.

Increased soil arsenic concentrations in the vicinity of CCA-treated structures have been observed in several studies that would raise concern when compared to the Florida SCTL and similar risk-based levels. Stilwell and Gorny (1997) measured soil concentrations under residential decks and found an average arsenic concentration of 76 mg/kg (from 3 to 350 mg/kg). Cooper and Ung (1997) reported soil arsenic concentrations near CCA-treated utility poles at levels as high as 550 mg/kg. Eleven months after the construction of a CCA-treated boardwalk, Lebow *et al.* (2000) found arsenic concentrations in soil underneath the edge of the boardwalk ranging from 5 to 29 mg/kg in the upper 15 cm of soil (compared to background values ranging from 1 to 3 mg/kg). They also observed decreasing arsenic concentrations in deeper soils and soils at distances greater than 15 cm from the structure. Stilwell and Graetz (2001) determined arsenic concentrations in soil immediately adjacent to highway sound barriers to range from 7 to 228 mg/kg, with concentrations dropping dramatically at 80 cm from the barrier.

The research presented in this paper was conducted to assess the degree of soil contamination occurring under typical CCA-structures in Florida. At the time of this study, questions had been raised regarding whether the high soil metal concentrations reported in some of the previous studies were the result of metal leaching from the wood or of poor construction debris management practices (i.e., management of sawdust). Questions were also raised as to how metals would leach from CCA-treated wood structures in a warm and wet environment like Florida. Nine structures (decks and walkways) were examined. Both surface soil samples (upper 2.5 cm) and soil core samples were collected and analyzed for arsenic, chromium and copper. Measured concentrations were then compared to background concentrations at the sites and to Florida's SCTLs. To explore the potential sources of arsenic, chromium and copper in soils underneath CCA-treated structures, a simple mathematical relationship was used to estimate the range of concentration that might occur in the soil based on the fraction of metals leaching from the CCA-treated wood and the depth of soil contamination. Since the time this research was conducted, an agreement was reached between the wood preserving industry and the U.S. EPA that will phase out the use of many, but not all, CCA-treated wood products in the U.S. by the end of 2003 (Federal Register, 2002). CCA-treated wood structures constructed prior to this date will in most cases remain in service

until the structure is replaced and thus continue to pose the potential to contaminate underlying soil.

METHODS

Sampling Sites

Nine structures in Florida were selected as sampling sites. Three structures were chosen from three different geographic areas of the state. Sites A, B, and C were located in Gainesville, in north central Florida. Sites D, E, and F were located in Tallahassee, in northwest Florida. Sites G, H, and I were located in Miami, in south Florida. Structures such as decks, walkways or footbridges were selected. Eight of the nine sites were confirmed treated with CCA and one site (site F) was not treated with CCA. To ensure access to the structures, all of the sites sampled were located in public parks or along public right-of-ways. The soil samples were collected in November and December of 1999. A follow-up visit was made to each site in June and July of 2000 to collect additional control samples and to confirm that the structures were indeed constructed of CCA-treated wood.

Table 1 presents a description of the CCA-treated structures sampled. Construction records and personal interviews with park rangers and superintendents were used to determine the approximate age of each of the structures. CCA treatment was confirmed by applying a chemical stain and by using X-ray fluorescence (XRF) to quantify the retention level of CCA within either wood bores or sawdust samples collected from each structure. Sawdust and wood bores utilized for analysis corresponded to the outer 1.5 cm (0.6 inches) of wood. The stain utilized was PAN indicator which, when applied to the surface of the wood, resulted in a distinctive

TABLE 1
Description of Sample Locations

Site	Description	Structure's age when sampled	Stain results	Retention level (pcf) ¹
A	Boardwalk	14 years	Positive	0.477
B	Pedestrian footbridge along roadway	5 years	Positive	0.755
C	Deck	~15 years	Positive	0.206
D	Footbridge	2 years	Positive	0.247
E	Deck	4 years	Positive	0.412
F	Footbridge	19 years	Negative	0.008
G	Playground	9 years	Positive	0.261
H	Lifeguard station	6 years	Positive	0.206
I	Deck	14 years	Positive	(0.005–0.54)

¹pcf = pounds of CCA per cubic foot of wood.

color change if metals were present (see Blassino *et al.* (2002) for more details concerning this stain). XRF was conducted by an outside laboratory using an ASOMA Model #1503. All sites were confirmed to have been treated with CCA, with the exception of site F.

Sampling Methods

Prior to collection of the surface soil samples, a grid was set up below each of the structures using rope. This provided a uniform distribution of sampling locations below each structure. At each site, eight surface samples were collected, with the exception of site B, where nine surface samples were collected. A detailed description of the sample locations for each site can be found in Townsend *et al.* (2001). The surface samples were collected from the top 2.5 cm (1 inch) of soil. This depth was selected to correspond to the soil that would most likely be encountered by humans. Control samples were collected in the same manner at locations away from the structures. The purpose of the control samples was to determine the naturally occurring concentrations of arsenic, chromium and copper in the soil. Locations at elevations higher than the sampling grid were preferred, at distances ranging from 15 to 30 meters (50 to 100 feet) away.

Soil core samples of approximately 25 cm (10 inches) in depth were also collected at each site to examine the vertical distribution of chromium, copper and arsenic. Each core was collected approximately in the center of the sampling grid. The samples were collected using a 2.8-cm diameter unslotted stainless steel probe fitted with a plastic liner (Forestry Suppliers, Inc., Jackson, MS). A different plastic liner was utilized for each site. After collection, all sample containers were placed in plastic bags and stored in a cooler with ice for transportation to the laboratory.

Analytical Methods

Soil samples were characterized by measuring pH and volatile solids content (standard methods 4500-H and 2540E, APHA, 1995), as well as grain size distribution. Volatile solids content was measured to provide an approximation of the organic matter present in the soil; it was determined as the weight lost from dried soil samples after placement in a muffle furnace at 450°C for 5 hours. The grain size distribution results were used to estimate the gravel, sand, and silt/clay fraction (Das, 1985). Dried soil samples were digested for heavy metal analysis using a Method 3050B (USEPA, 1996a). Method 3050B is an open vessel method requiring the use of acid and oxidizing agents to reflux a sample on a hot plate for a period of 2 to 8 hours. Samples analyzed using a graphite furnace atomic absorption spectrophotometer (AAS) were digested with nitric acid and hydrogen peroxide. Digestions for those samples being analyzed using a flame AAS included the added step of digestion with hydrochloric acid. Analysis of the digestates was

performed using a Perkin Elmer model 5100 AAS. This instrument was equipped with both a flame aspiration system and a graphite furnace with Zeeman background correction. Arsenic concentrations were measured using the graphite furnace technique. The graphite furnace was used to measure copper and chromium for the control samples due to the lower concentrations contained in those samples. The flame-AAS technique was employed for all other measurements of copper and chromium.

RESULTS

Surface Soil Samples

A total of 73 surface soil samples were collected under the nine structures in Gainesville, Miami, and Tallahassee. Out of these, 65 were collected from below structures that were confirmed to be made of CCA-treated wood. The remaining 8 samples were collected from below a structure that did not show a positive measurement for CCA using either the stains or XRF (site F). In addition to the surface samples collected below the decks, a total of 73 control soil samples (65 below CCA-treated decks) were collected. Control samples were located at a distance away from the CCA-treated structures and results from these samples were expected to represent background metals concentrations. Table 2 presents a summary of the results for pH, volatile solids content, and percentages of gravel, sand, and silt/clay. All soils were uniformly graded with a grain sizes distribution corresponding to a medium sandy soil (Das, 1985). The volatile solids content of the surface soil samples varied from 2% to 26%, on average, and the pH varied from 5.4 to 7.7.

A summary of measured arsenic, chromium, and copper concentrations is provided in Tables 3, 4 and 5, respectively. While site F is presented, it is not included

TABLE 2
Physical Parameters of Soils Collected Below Each Deck

Site	Description	Avg. soil pH	Avg. volatile solids (%)	Gravel (%)	Sand (%)	Silt/clay (%)
A	Boardwalk	5.4	26	0.3	99.1	0.7
B	Pedestrian footbridge along roadway	7.7	3.5	4.6	92.9	2.5
C	Deck	7.6	5.0	1.0	97.5	1.6
D	Footbridge	6.1	4.6	3.8	93.0	3.3
E	Deck	6.9	4.4	0.6	97.8	1.6
F	Footbridge	7.5	12	2.2	92.9	4.9
G	Playground	6.4	9.7	0.5	97.4	2.1
H	Lifeguard station	7.6	1.9	0.6	98.1	1.3
I	Deck	7.5	4.4	8.6	87.8	3.6

TABLE 3
Arsenic Concentration (mg/kg) in Surface Soils

Structure	Arsenic concentration (mg/kg)					
	Soil beneath structure				Control soil	
	N	Average	Max.	Min.	N	Average
A	8	41.6	87.9	15.6	8	2.61
B	9	10.7	33.2	4.05	9	0.31
C	8	9.56	18.1	3.54	8	0.58
D	8	17.2	31.0	8.59	8	2.31
E	8	34.0	48.8	5.09	8	1.42
F	8	0.48	0.62	0.25	8	0.47
G	8	33.9	81.2	15.5	8	1.98
H	8	4.30	7.47	1.18	8	1.13
I	8	79.1	217	31.7	8	0.66
All locations ¹	65	28.5	217	1.18	65	1.36

¹Does not include results from site F.

in the statistical analysis of the data. For purposes of statistical analysis, a value of one-half of the detection limit was used for those samples where the concentration was below the detection limit of the analytical instrument. Sample concentrations are reported on a dry weight basis.

TABLE 4
Chromium Concentration (mg/kg) in Surface Soils

Structure	Chromium concentration (mg/kg)					
	Soil beneath structure				Control soil	
	N	Average	Max.	Min.	N	Average
A	8	59.7	113	30.8	8	3.11
B	9	23.4	48.6	10.6	9	7.90
C	8	12.1	28.6	<5.0	8	19.2
D	8	16.4	32.4	6.90	8	8.80
E	8	22.9	44.3	14.3	8	6.98
F	8	<5.0	<5.0	<5.0	8	3.46
G	8	39.5	113	13.8	8	12.7
H	8	4.34	6.85	<5.0	8	6.79
I	8	71.1	198	32.0	8	3.65
All locations ¹	65	31.1	198	<5.0	65	8.62

¹Does not include results from site F.

TABLE 5
Copper Concentration (mg/kg) in Surface Soils

Structure	Copper concentration (mg/kg)					
	Soil beneath structure				Control soil	
	N	Average	Max.	Min.	N	Average
A	8	106	156	53.0	8	6.00
B	9	20.1	37.0	7.50	9	6.73
C	8	13.6	26.0	<5.0	8	4.60
D	8	18.9	34.0	10.0	8	7.30
E	8	21.8	36.0	12.0	8	3.95
F	8	<5.0	<5.0	<5.0	8	2.54
G	8	44.5	128.5	16.5	8	7.92
H	8	6.13	11.0	<5.0	8	7.36
I	8	68.1	216	18.5	8	4.63
All locations ¹	65	37.2	216	<5.0	65	6.07

¹Does not include results from site F.

Arsenic was detected in all 65 of the surface soil samples collected from below CCA-treated structures. The arsenic concentrations of these soils ranged from 1.18 mg/kg (site H) to 217 mg/kg (site I), with an arithmetic mean of 28.5 mg/kg. The mean of the corresponding controls was 1.36 mg/kg. Of the 65 soil samples collected from below confirmed CCA-treated structures, 59 were above the detection limit for chromium. For the samples above the detection limit, the surface soil chromium concentrations ranged from a minimum of <5.0 mg/kg (site H) to a maximum of 198 mg/kg (site I), with a mean of 31.1 mg/kg. The mean of the corresponding controls was 8.62 mg/kg. Of the 65 soil samples collected from below confirmed CCA-treated structures, 60 were above the detection limit for copper. For the samples above the detection limit, the surface soil copper concentrations ranged from a minimum of <5 mg/kg (site B) to a maximum of 216 mg/kg (site I), with a mean of 37.2 mg/kg. The mean of the corresponding controls was 6.07 mg/kg.

The mean arsenic concentrations for soil underneath the CCA-treated structures were statistically greater than those of the control samples (95% confidence) for all sites except Site F (the one not treated with CCA). The mean chromium concentrations for soils under the structures were greater than that of the control samples for six of the eight CCA-treated structures, with three of the eight being statistically greater (A, E, I). The mean copper concentrations for soil under the structures were greater than those of the control samples for all eight CCA-treated structures, and were statistically different for 6 sites (A, B, C, E, G, I).

Soil Cores

Soil cores were collected and analyzed from underneath all of the structures. One control soil core sample was collected at site B. Figure 1 presents concentration profiles as a function of depth for the soil cores collected at each site. In general, the highest soil metal concentrations were encountered in the upper soils layers. This observation was more pronounced for arsenic and copper. At a number of sites (B, C, E, G) large chromium concentrations continued to be encountered at deeper locations, possibly a result of the greater natural background concentration of chromium. The greater background concentration of chromium is also illustrated in the soil core profile of site F (the site not treated with CCA).

DISCUSSION

Comparison to Background Levels

The observation that arsenic was found to be statistically different more often than copper and chromium is likely the result of the lower natural occurring background concentrations of arsenic. In a recent study that involved the analysis of 448 Florida surface soils, Chen *et al.* (1999) reported the geometric means (and ranges) of arsenic, chromium, and copper to be 0.42 mg/kg (0.01 to 50.6), 15.9 mg/kg (0.02 to 447) and 6.10 mg/kg (0.1 to 318), respectively. The addition of arsenic to soil from CCA-treated wood was greater relative to the initial total mass of soil arsenic when compared to chromium and copper. A second factor that may account for arsenic being greater than background more frequently is that arsenic often leaches more from CCA-treated wood (especially with respect to chromium). This possibility will be discussed further in a later section (see *Relative Contribution of Metals*).

Intra- and Inter-Site Variability

Surface soil metal concentrations varied from site to site and among the samples at each site. To better illustrate this variability, a histogram showing the distribution of measured metals concentrations for all surface soil samples except those collected at site F is shown in Figure 2. As can be seen from this figure, the range and distribution of metals concentrations varied considerably from site to site. Several factors may contribute to this variability. Factors include soil type, rate of rainfall, age of structure, construction practices, initial treatment conditions of the wood, structure type and infiltration and runoff patterns. While an exhaustive evaluation of all factors impacting site variability was not conducted, several factors were examined to assess possible trends. Surface soil concentrations were not found to correlate with age of the structure. Concentrations also did not show significant

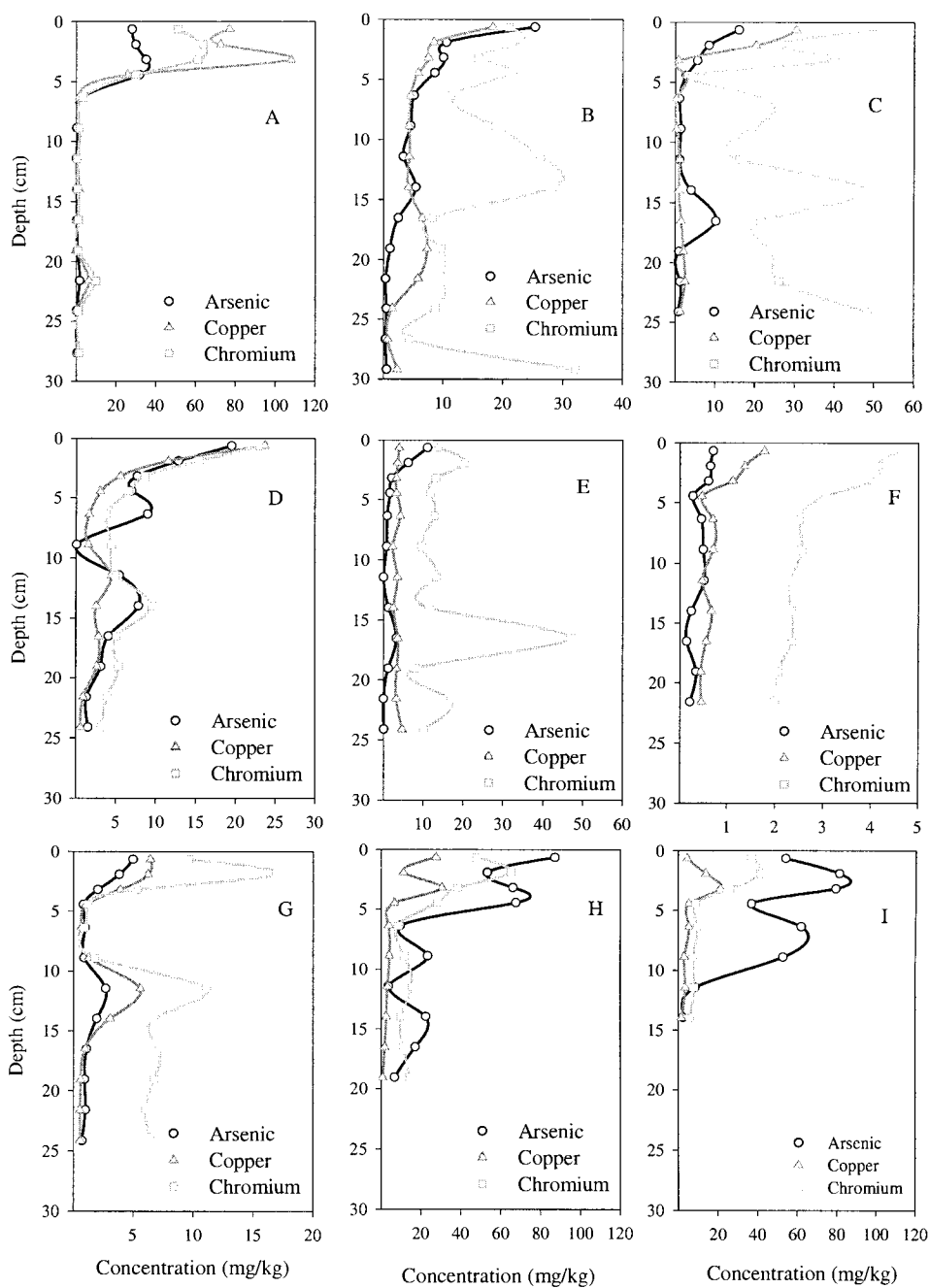


FIGURE 1
Core Soil Profiles.

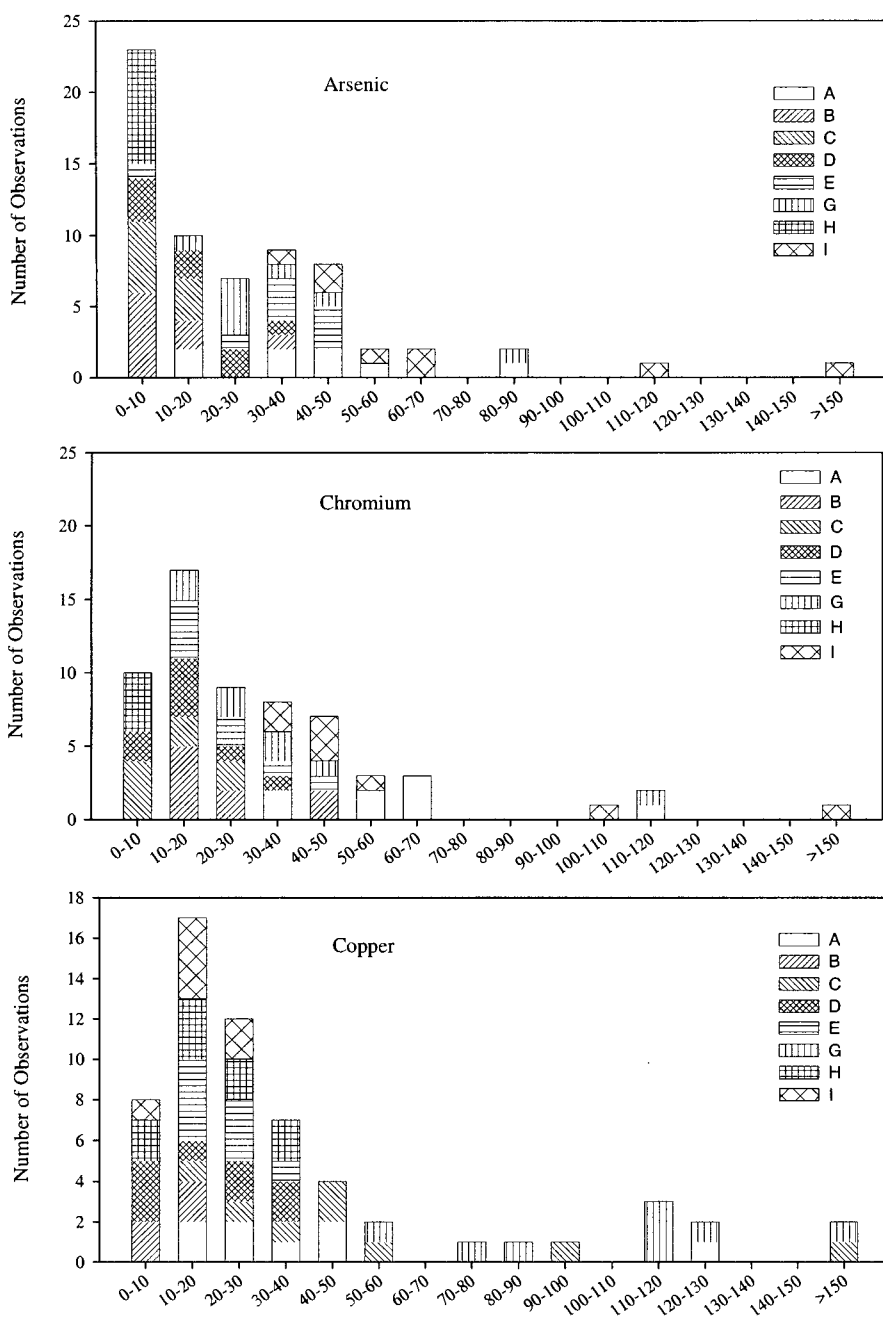


FIGURE 2

Distribution of Metal Concentration (mg/kg) in Soil Under CCA-Treated structures.

correlation with the soil characteristics measured. The lack of significant correlations with these parameters illustrates the diverse factors that impact surface soil metals concentrations.

Surface soil concentrations also varied within a given site. Possible causes of intra-site variation include construction practices, location of different structure components (e.g. above ground versus soil contact), water flow patterns (e.g. drip lines), and retention levels of the different structure components. For example, a large variability in arsenic concentration was observed in the site I samples. For this particular structure, surface soil samples ranged from 31.7 to 217 mg/kg of arsenic. The two highest concentrations measured (112 mg/kg and 217 mg/kg) were found to correspond to the location where two joists intersected. Based on this fact and visual observations of the soil underneath the structure after a rain event, it was concluded that runoff from upper portions of the deck dripped along the joists resulting in a concentrated input of rainwater causing the elevated arsenic concentrations at these two locations. Townsend *et al.* (2001) contains additional details regarding the locations of the samples with respect to the structures and water flow patterns, and discusses the possible relationship between volatile solids and arsenic content.

Relative Contribution of Metals

An examination of the relative concentration of arsenic, chromium, and copper in the soil samples can provide insight regarding the source of the metals. As was previously stated, elevated metals concentrations could result from both the leaching pathway and from wood particles (debris left from construction and abraded wood). The American Wood Preservers Association (AWPA) has standardized three separate CCA formulations, types A, B, and C. CCA type C (CCA-C) is the formulation in current use in the U.S. and contains 47.5% (44.5–50.5%) CrO_3 , 18.5% (17.0–21.0%) CuO and 34.0% (30.0–38.0%) As_2O_5 (AWPA, 1999). For comparison purposes, the ratio of arsenic to chromium (As:Cr) and the ratio of copper to chromium (Cu:Cr) will be used in this paper. The ratios for CCA-C correspond to 0.9 (0.74–1.1) and 0.6 (0.52–0.72) for As:Cr and Cu:Cr, respectively. Relative soil metal ratios measured in this range could indicate wood particles as the source of contamination.

Previous research has shown that the relative mass of each metal that leaches from a wood product treated with CCA-C in contact with water differs from the relative mass in the treated wood product itself. Most leaching studies on CCA-C treated wood have shown that arsenic and copper leach to a greater extent than chromium when exposed to fresh water (Hingston *et al.*, 2001). The relative amount that leaches is a function of wood species, pH, time of exposure, type of leaching test, and several other factors (Cooper, 1991). Published research differs as to which component, arsenic or copper, leaches more. Crawford *et al.* (2002) found copper to leach more than arsenic in CCA-C exposed to soil, and arsenic to leach more than

copper when leached using water. For several different species of wood, Cooper (1991) found As:Cr to range from 5.2 to 16.7 and Cu:Cr to range from 5.8 to 11.7 in batch leaching tests at pH 5.5. When leaching jack pine with deionized water, Warner and Solomon (1990) measured an As:Cr of 23 and a Cu:Cr of 8.6. Townsend *et al.* (2001) leached size-reduced southern yellow pine for 18 hours with simulated rainfall and found average As:Cr and Cu:Cr values of 4.0 and 2.6, respectively. Lebow *et al.* (1996) leached CCA-C southern yellow pine lumber in deionized water and found the As:Cr and Cu:Cr ratios after one month of leaching to be 3.0 and 6.4, respectively. In a study of leaching from a simulated CCA-treated deck, Kennedy and Collins (2001) found that after 300 days of exposure to natural rainfall, metals had leached in the following ratios: 3.4:1 (As:Cr) and 1.2:1 (Cu:Cr).

The above leaching data suggest that soil impacted by rainwater leaching over CCA-treated wood structures should have background-corrected As:Cr and Cu:Cr ratios greater than 1, perhaps many times greater (assuming that the metals are retained in the soil). Since the relative proportions are different between the wood itself and the wood leachate, an analysis of these ratios can possibly help assess whether the source of the metals is from leaching or from wood particles (construction debris, abraded wood). Stilwell and Gorny (1997) and Stilwell and Graetz (2001) reported relative ratios in soil beneath or adjacent to CCA-treated structures that were indicative of leachate from CCA-treated wood and used this to suggest that elevated soil metal concentrations were primarily a result of leaching. Lebow *et al.* (2000) evaluated the relative concentrations of chromium and copper in sediments under a CCA-treated boardwalk to determine if elevated metal concentrations were the result of wood abrasion due to high foot traffic, and determined that abrasion was not the primary source of copper to the underlying sediments.

The relative concentrations of the metals in the soils collected in this study were assessed. Evaluation of all of the surface soil results found that As:Cr and Cu:Cr ratios (without background correction) were 0.98 and 1.2, respectively. The ratios, especially that of As:Cr, are less than might be expected based on typical leaching ratios reported in the literature. When evaluating the soil core profiles in Figure 1, only Site I showed arsenic in greater concentrations throughout the soil profile. Since the background concentrations of metals in the soil differ ($\text{Cr} > \text{Cu} > \text{As}$), it is important to correct for background. Only three sites had Cr concentrations in the soils under the structures that were statistically greater than background chromium concentrations (A, E, and I). For each of these three sites, background-corrected concentrations were determined by subtracting the average control sample concentration from the concentration of each of the samples collected under the structures. The ratios were then recalculated.

Table 6 presents the background-corrected As:Cr and Cu:Cr ratios for sites A, E, and I. The average ratios, as well as the range, are presented. As a reminder, ratios for CCA-treated wood particles should be approximately 0.9 and 0.6 for As:Cr and Cu:Cr, respectively. Site I most closely resembled a pattern that would correspond to leaching being the primary contributor of metal contamination, with

TABLE 6
Background Corrected As:Cr and Cu:Cr
Ratios for Sites A, E, and I

Site	As:Cr	Cu:Cr
A	0.65 (0.46–0.86)	1.9 (1.3–2.5)
E	1.2 (0.62–1.5)	0.88 (0.36–1.1)
I	2.4 (0.45–4.6)	1.2 (0.86–1.7)

most values above the range expected for wood particles. The site I core profile also was indicative of impact by leaching. The site E ratios were more in the range corresponding to wood particles. The site A As:Cr ratios were in the range expected for wood particles, while the Cu:Cr ratios were closer to that which might be expected for leaching.

The large range of observations makes any broad characterization of metal source impossible, but in general the concentration of arsenic in the soil relative to the concentration of chromium in the soil is less than would be expected based on previous leaching results (for all sites except I). While abraded wood and construction debris is one explanation for this, another possibility is that the arsenic was more mobile in the soil relative to chromium. The As:Cr ratios could have at one time been greater, but over time as rainwater moved through the soil, arsenic could have been preferentially leached. The relative degree of leaching would, of course, be strongly dependent on soil type, but in many cases, arsenic would be expected to be more mobile than trivalent chromium (USEPA, 1996b). The soil samples collected in this study were not characterized in great enough detail (e.g. aluminum, iron content) to comment further. The ultimate fate of metals leached from CCA-treated structures into soil is worthy of additional investigation.

Comparison to Soil Cleanup Target Levels

The concentrations of chromium, copper, and arsenic measured in the soil samples from underneath the CCA-treated structures were compared to Florida's risk-based regulatory guidelines for soils. The Florida Department of Environmental Protection (FDEP) has published risk-based SCTLs to serve as an indicator of whether pollutant concentrations in soils exceed acceptable risk in different human contact scenarios (FAC, 2001). For direct human exposure (an aggregate of ingestion, inhalation, and dermal contact), the SCTLs for residential areas are 0.8 mg/kg, 210 mg/kg, and 110 mg/kg for arsenic, chromium, and copper, respectively. For industrial exposure settings, the SCTLs are 3.7 mg/kg, 420 mg/kg, and 76,000 mg/kg, respectively. The arsenic and chromium SCTLs represent a 10^{-6} cancer risk, while the copper SCTL addresses gastrointestinal distress. It should also be noted that the chromium SCTL was derived for hexavalent chromium.

With respect to chromium, no surface soil sample exceeded the residential or industrial SCTL. While no speciation was performed, it is likely that the chromium existed primarily in the reduced chromium (III) state as opposed to the chromium (VI) state. For copper, 7 of 65 surface soil samples (under CCA-treated decks) exceeded the residential SCTL, while none of the samples exceeded the industrial SCTL. For arsenic, all 65 of the surface soil samples exceeded the residential SCTL (0.8 mg/kg) and 62 of the 65 samples exceeded the industrial SCTL. None of the control samples exceeded their respective residential SCTL for chromium or copper. For arsenic, 29 of 65 controls exceeded the residential SCTL and 3 exceeded the industrial SCTL.

From the comparison above, elevated concentrations of arsenic present the greatest direct human exposure risk of the three metals. Several issues deserve additional discussion with respect to the soil samples exceeding the arsenic SCTL. First, as pointed out previously, the Florida SCTL for arsenic is relatively low with respect to natural background. While the Florida SCTL is low, it is in line with risk-based soil concentrations from some other agencies. For example, the U.S. EPA's generic soil screening level for arsenic (for the ingestion pathway) is 0.4 mg/kg (USEPA, 1996b). In a review of different states, arsenic risk-based soil screening levels (SSLs) for residential settings ranged from 0.1 to 250 mg/kg (AEHS, 1998). Ten of 20 states reported a residential arsenic SSL below 1 mg/kg. Those higher than the Florida SCTL were generally derived using a different cancer risk (e.g., 10^{-5}), a non-cancer endpoint, or by setting the screening level to naturally occurring background levels.

A second issue is the applicability of using risk-based screening levels to soils underneath CCA structures. The purpose of these generic levels is to set a threshold below which the soil is considered to pose an acceptable risk. They are used at contaminated sites to help assess the risk posed and to determine whether conditions warrant corrective action. Contamination of soil underneath a CCA-treated structure would not be a "violation," but could require action during future property transactions if contamination was identified as part of the site assessment. One might argue that human exposure to soil underneath a CCA-treated structure would be unlikely, but scenarios can certainly be envisioned where a structure is removed and the likelihood of potential exposure to that soil increases.

Evaluation of Potential Metals Concentrations from the Leaching Pathway

As described earlier, arsenic concentrations were lower relative to chromium concentrations than would be expected from typical ratios measured when CCA-treated wood is leached with water. Stilwell and Gorny (1997) and Stilwell and Graetz (2001) reported that metal leaching was the primary cause of the elevated metal concentrations they observed in soil under CCA-treated structures. The results of the Florida study were inconclusive in this regard. To evaluate whether the

soil concentrations measured here would even be possible as a result of leaching, a simple mathematical relationship was developed to predict the average metal concentrations that might occur underneath a CCA-treated structure. The intent was not to model concentrations from any particular structure in this study. A generic structure was assumed.

The concentration of a metal underneath a CCA-treated structure is represented by Equation 1 where C_i is the concentration (mg/kg) of metal “i” in the soil underneath the structure. For a horizontal surface of CCA-treated dimensional lumber (such as a deck or boardwalk), C_i may be calculated as presented in Equation 2 where $F_{i,Leach}$ is the fraction of metal “i” that has leached, A_{Wood} is the area of wood structure exposed to rainfall (m^2), T_{Wood} is the thickness of the wood (m), SRV_i is the standard retention value of metal “i” in the wood ($kg-i/m^3$), A_{Soil} is the area of soil underneath the structure that is impacted (m^2), D_{Soil} is the depth of soil impacted (m), and ρ_{Soil} is the bulk density of the soil (kg/m^3).

$$C_i = \frac{\text{Mass of Metal Leached from Structure}}{\text{Mass of Soil Impacted}} \quad (1)$$

$$C_i = \frac{F_{i,Leach} A_{Wood} T_{Wood} SRV_i 10^6}{A_{Soil} D_{Soil} \rho_{Soil}} \quad (2)$$

Consider a CCA-treated walkway constructed with 0.038 m thick lumber. Assuming the lumber is treated to a standard retention value of 6.4 kg-CCA/ m^3 (0.40 lb-CCA/ ft^3), this corresponds to 1.4 kg-As/ m^3 , 1.6 kg-Cr/ m^3 and 0.95 kg-Cu/ m^3 . As discussed previously, the contamination is usually limited to the area directly underneath the structure, so A_{Wood} is assumed equal to A_{Soil} . Assuming the soil has a bulk density of 1,700 kg/m^3 , the arsenic concentration (mg/kg) can be calculated using equation 2 for different F_{Leach} values. Figure 3 represents this relationship in a graphical form. From the graph it can be estimated that if 5% of the CCA were to leach from this generic CCA-treated structure into the upper 0.1 m (4 inches) of the soil underneath the deck, the concentration of arsenic in the soil would be expected to be 16 mg/kg. If 10% were to leach into that depth, the predicted concentration would be 32 mg/kg.

Several simplifications were made in the above approach. Metals were assumed to be uniformly bound in a given depth of soil, when in reality metal concentrations will be distributed according to soil characteristics. Soil core results did indicate that the greatest metal concentrations were found at the surface. The above analysis also only considers a simple structure with wood planks or deck boards, and does not include any support structures or components such as hand railings. All of these additional components would add to the metal loading. Values for F_{Leach} would depend on several factors, including how well the wood was treated, rainfall rates, structure use pattern, and most importantly, time. In most cases the greatest leaching rates of arsenic, chromium and copper from CCA-treated wood occur at the onset of leaching and decrease to lower values over time. In

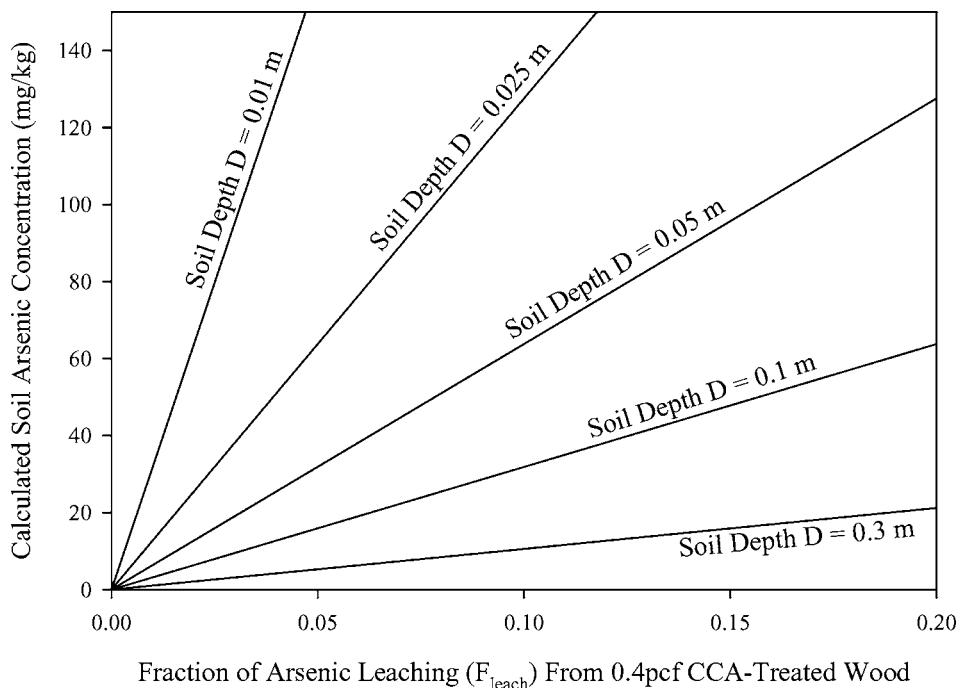


FIGURE 3

Predicted arsenic soil concentrations as a function of F_{leach} .

18-hour leaching tests with synthetic rainwater, Townsend *et al.* (2001) found that 20-g blocks of CCA-treated wood leached between 0.2% to 2% of the arsenic present, while sawdust leached from 0.5% to 8% of the arsenic present. Results of field tests in aggressive environments have measured typical arsenic depletion amounts from CCA-treated wood in the range of 10% to 25%. Cooper (1993) assumed a 20% loss of chemicals after 20 years of service in assessment of treated wood disposal issues. Kennedy and Collins (2001) exposed CCA-treated deck boards to natural rainfall over a 300-day period. After exposure to 600 mm of rain, the mass of arsenic that leached from the deck boards ranged from 4.0 to 4.4%.

Despite the great number of variables that must be factored into the prediction of the degree of soil contamination underneath a CCA-treated structure, this analysis does indicate that leaching of preservative can result in elevated concentrations of arsenic, chromium and copper. Figure 3, along with the data already discussed, shows that soil arsenic concentrations under CCA-treated wood structures could reasonably be expected to range from 10 to 40 mg/kg above background concentrations. Higher concentrations, or “hot-spots,” would occur at locations adjacent to CCA-treated wood buried in the soil and underneath drip lines where metal-concentrated rainwater is focused. Hot spots would also occur if the sample locations coincided with the location of construction debris (e.g., sawdust). While results of this study

were inconclusive with regard to the source of elevated metal concentrations (wood particles vs. leaching), simple estimates of what concentrations might be expected as a result of metal leaching from CCA-treated structures fall within the range of the actual metal concentrations measured.

CONCLUSIONS

Wood that is used outdoors, especially in warm, wet environments, must be preserved to deter biological deterioration. Treatment with chromated copper arsenate provides effective resistance to decay, but poses several potential environmental and human health risks. Arsenic, chromium, and copper can become elevated in soils underneath wood structures treated with CCA as a result of rainwater migrating over the wood and infiltrating into underlying soil, and because of wood particles resulting from abrasion or improperly disposed debris. The results of this study were inconclusive as to the source of the metals. The ratio of arsenic to chromium was often less than would be expected for metals found in “leachates” from CCA-treated wood. Given that previous research (Stilwell and Gorny, 1997; Stilwell and Graetz, 2001) found leaching to be the major pathway of metal contamination, and given the range of predicted soil metals concentrations from a theoretical analysis, another possibility that should be considered is that arsenic was at one time found in greater relative concentrations, but leached from the soil with time. This possibility warrants further investigation. The potential for groundwater contamination from CCA-treated wood structures was not examined in this paper.

From a human health risk standpoint, arsenic presented the greatest concern. The concentrations of arsenic underneath CCA-treated structures may exceed risk-based clean soil levels. The arithmetic mean concentration of arsenic underneath eight CCA-treated structures was 28.5 mg/kg, while Florida’s generic SCTL is 0.8 mg/kg for residential settings and 3.7 for industrial settings. This presents a dilemma for policy makers, in that soil concentrations underneath these structures are greater than levels that many commercial and industrial sites with arsenic-contaminated soils are being required to reach under remediation.

ACKNOWLEDGEMENTS

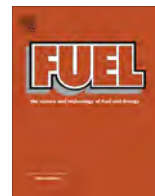
This research was sponsored by the Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, with support from Florida Power and Light.

REFERENCES

American Public Health Association. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Edition. American Public Health Association, Inc., Washington, D.C.

- American Wood Preservers' Association. 1999. *American Wood Preservers' Association Book of Standards*. American Wood Preservers' Association, Grandbury, TX.
- Anderson, S., Rasmussen, G., Snilsberg, P., Amundsen, C., and Westby, T. 1996. Assessing Toxicity and Mobilization of Impregnation Salts at a Contaminated Site. *Fresen J. Anal. Chem.* **354**, 676–680.
- Association for the Environmental Health of Soils (AEHS). 1998. *Study of State Soil Arsenic Regulations*. AEHS, Amherst, MA.
- Balasoïu, C., Zagury, G., and Deschenes, L. 2001. Partitioning and speciation of chromium, copper, and arsenic in CCA-contaminated soils: influence of soil composition. *Sci. Total Environ.* **280**, 239–255.
- Blassino, M., Solo-Gabriele, H., and Townsend, T. 2002. Pilot scale evaluation of sorting technologies for CCA-treated wood waste. *Waste Manag. Res.*, **20**, 290–301.
- Brown, C., Eaton, R., and Thorp, C. 2001. Effects of chromated copper arsenate (CCA) wood preservative on early fouling community formation. *Mar. Environ. Pollut.* **42**(11), 1103–1113.
- Chen, M., Ma, L., and Harris, W. 1999. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *J. of Environ. Qual.* **28**(4), 1173–1181.
- Cooper, P. 1991. Leaching of CCA from treated wood: pH effects. *Forest Prod. J.* **41**(1), 30–32.
- Cooper, P. and Ung, Y. 1992. Accelerated fixation of CCA treated poles. *Forest. Prod. J.* **42**(9), 27–32.
- Cooper, P. 1993. Disposal of Treated Wood Removed from Service: The Issues. *Proceedings of the Carolinas-Chesapeake Section of the Forest Products Society*. Presented at the May 13, 1993 Meeting on Environmental Considerations in the Use of Pressure-Treated Wood Products Published by the Forest Products Society, Madison, WI.
- Cooper, P. and Ung, Y. 1997. *Environmental Impact of CCA Poles in Service*. Paper Number IRG/WP 97-50087. International Research Group, Stockholm, Sweden.
- Crawford, D., Fox, R., Kamden, P., Lebow, S., Nicholas, D., Pettry, D., Schultz, T., Sites, L., and Ziobro, R. 2002. Laboratory Studies of CCA-C Leaching: Influence of Wood and Soil Properties on Extent of Arsenic and Copper Depletion. *The International Research Group on Wood Preservation*. IRGWP 02-50186. Stockholm, Sweden.
- Das, B. 1985. *Principles of Geotechnical Engineering*, PWS Publishers, Boston, MA.
- Decker, P., Cohen, B., Butala, J., and Gordon, T. 2002. Exposure to wood dust and heavy metals in workers using CCA pressure-treated wood. *The Science of Occupational and Environmental Health and Safety* **63**(2), 166–171.
- FAC (Florida Administrative Code). 2000. Florida Soil Cleanup Goals. Chapter 62-777, Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida.
- Federal Register. 2002. Notice of receipt of requests to cancel certain chromated copper arsenate (CCA) wood preservative products and amend to terminate certain uses of CCA product. *US Environmental Protection Agency* **67**(36), 8244–8246.
- Fields, S. 2001. Caution—Children at play: how dangerous is CCA? *Environ. Health Persp.* **109**(6), A262–A269.
- Galarneau, D., Riedel, D., Harrison, J., Gregoire, D., and Bertrand, N. 1990. Residues of arsenic, chromium, and copper on and near outdoor structures built of wood treated with “CCA” type of preservatives. *Abstr. Pap. Am. Chem. S.*, 61–63.
- Gordon, T., Spanier, J., Butala, J., Ping, L., and Rossman, T. 2002. In vitro bioavailability of heavy metals in pressure treated wood dust. *Toxicolo. Sci.* **67**(1), 32–37.
- Hingston, J., Collins, C., Murphy, R., and Lester, J. 2001. Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: A review. *Environ. Pollut.* **111**, 53–66.
- Kennedy, M. and Collins, D. 2001. Leaching of Preservative Components from Pine Decking Treated with CCA and Copper Azole, and Interactions with Soils. IRG/WP 01–0171. *Presented at the 32nd Annual Meeting of the International Research Group on Wood Preservation*, Naru, Japan.

- Lebow, S. 1996. *Leaching of Wood Preservative Components and Their Mobility in the Environment*. General Technical Report FPL-GTR-93. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, WI.
- Lebow, S., Lebow, P., and Foster, D. 2000. *Environmental Impact of Preservative Treated Wood in a Wetland Boardwalk: Part 1. Leaching and Environmental Accumulation of Preservative Elements*. Research Paper FPL-RP-582. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, WI.
- Solo-Gabriele, H., Townsend, T., Penha, J., Tolaymat, T., and Calitu, V. 1998. *Generation, Use, Disposal, and Management Options for CCA Treated Wood. Final Technical Report #98-01*. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, FL.
- Solo-Gabriele, H., Townsend, T., Messick, B., and Calitu, V. 2002. Characteristics of Chromated Copper Arsenate-Treated Wood Ash. *J. Hazard. Mater.* **B89**, 213–232.
- Stilwell, D. and Gorny, K. 1997. Contamination of soil with copper, chromium, and arsenic under decks built from pressure treated wood. *B. Environ. Contam. Tox.* **58**, 22–29.
- Stilwell, D. and Graetz, T. 2001. Copper, chromium, and arsenic levels in soils near highway traffic sound barriers built using CCA pressure-treated wood. *B. Environ. Contam. Tox.* **58**, 22–29.
- Tolaymat, T., Townsend, T., and Solo-Gabriele, H. 2000. Chromated copper arsenate-treated wood in recovered wood. *Environ. Eng. Sci.* **7**(1), 19–28.
- Townsend, T., Solo-Gabriele, H., Stook, K., Tolaymat, T., Song, J., Hosein, N., and Khan, B. 2001. *New Lines of CCA-Treated Wood Research: In-Service and Disposal Issues. Final Technical Report 00-12*. Florida Center For Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, FL.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996a. *Test Methods for Evaluating Solid Waste, SW846, 3rd Edition*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996b. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
- Warner, J., and Solomon, K. 1990. Acidity as a factor in leaching of copper, chromium and arsenic from CCA-treated dimension Lumber. *Environ. Toxicol. Chem.* **1331**(9), 1331–1337.
- Weis P., Weis, J., Couch, J., Daniels, C., and Chen, T. 1995. Pathological and genotoxicological observations in oysters (*Crassostrea Virginica*) ling on chromated copper arsenate (CCA)-treated wood. *Mar. Environ. Res.* **39**, 275–278.
- Weis, P. and Weis, J. 1999. Accumulation of metals in consumers associated with chromated copper arsenate-treated wood panels. *Mar. Environ. Res.* **48**, 73–81.
- Wester, R., Maibach, H., Sedik, L., Melendres, J., and Wade, M., 1993. In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fund. App. Toxicol.* **20**, 336–340.



Impact of solid fuel combustion technology on valence speciation of chromium in fly ash



Ryszard Świątlik^{a,*}, Marzena Trojanowska^a, Monika Łożyńska^b, Artur Molik^a

^a Kazimierz Pulaski University of Technology and Humanities in Radom, Department of Environmental Protection, 26-600 Radom, Chrobrego 27, Poland

^b Warsaw University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, 00-653 Warsaw, Nowowiejska 20, Poland

HIGHLIGHTS

- Biomass and high combustion temperature favor enrichment of fly ash with Cr(VI).
- Biomass combustion favor enrichment of fly ash with water soluble Cr(VI).
- Alkali compounds and Fe oxides play a key role in shaping Cr(VI/III) speciation.
- Cr(VI) level in coal fly ash drops in order: PCC boiler $\gg$ FBC boiler $\approx$ SF boiler.
- An influence of combustion technologies on Cr speciation in fly ash was explained.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 30 December 2013

Received in revised form 12 March 2014

Accepted 5 August 2014

Available online 19 August 2014

Keywords:

Chromium

Speciation

Fly ash

Fuel combustion

Hexavalent chromium

ABSTRACT

Fly ash (FA) generated in real furnaces was used to evaluate the impact of the kind of the solid fuel burnt and combustion technology on chromium speciation, particularly the presence of Cr(III) and Cr(VI) forms as well as readily and hardly leachable chromium(VI) species in FAs. The FAs originated from a pulverized coal combustion boiler (PCC boiler), a fluidized bed combustion boiler (FBC boiler), a stoker-fired boiler (SF boiler), a municipal solid waste incinerator (MSWI), a cement rotary kiln (CRK) and a modern domestic boiler (DB). The speciation analysis of chromium was carried out by means of extraction followed by catalytic cathodic stripping voltammetry with adsorption of Cr(III)-DTPA complexes (CCSV-DTPA) for determination of Cr(VI) and AAS was used for determination of Cr content.

It has been revealed that the antagonistic action of alkali metal compounds and iron oxides plays a crucial role in shaping valence speciation of chromium. According to the proposed transformation path of oxidation of Cr(III) to Cr(VI), hard coal combustion in an SF boiler, an FBC boiler or a domestic boiler will generate FAs with a low Cr(VI) level. Replacing fuel with biomass should create favorable conditions for generating FA enriched with Cr(VI). Relatively high concentrations of Cr(VI) can also be expected in FA generated in the process of high-temperature combustion of coal in PCC boilers.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Chromium speciation in fly ash has been studied for a number of years and were focused on the mode of chromium occurrence as well as the mechanism of chromium transformation in a combustion chamber. The determination of chromium(III) and chromium(VI) has been carried out directly in a FA sample by using non-destructive techniques [1–5] or indirectly by extraction followed by determination of released chromium species [2,6–8]. The interest in chromium valence speciation in FA stems from a significant difference in toxicity and bioavailability of the

Cr(III)- and Cr(VI)-species. Cr(III) is a bioelement, whereas particulate Cr(VI) is regarded as a factor which increases the severity of ongoing allergic asthma and alters its phenotype [9]. The environmental impact and health effects are related to chromium(VI) load in the environment.

The scale of the problem is large, although it cannot be determined accurately, as Cr(VI) emission is inventoried only in relatively few countries. Within the last twenty years the EU(15) countries produced annually 40 Tg of FA on average, of which 92% was utilized in 2006. The construction industry and underground mining used 20 Tg (concrete addition – 26.7%, cement raw material – 25.8%, road construction and filling applications – 22.5%, blended cement – 11.3%, concrete blocks – 7.1%, infills – 4%, and others – 2.6%) [10]. The remaining FA was used in land reclamation and

* Corresponding author. Tel.: +48 509505230; fax: +48 361 75 98.

E-mail address: rysardswiatlik@uthrad.pl (R. Świątlik).

restoration. In that same year in the USA 72 Tg of FA was generated, of which 32 Tg was utilized (the construction industry – 60% and mining and earthworks – 40%) [11]. If we assume that 3 mg/kg is the expected value of Cr(VI) content in FA [2,4,7,8,12] and that utilization of only a half of the FA generated creates conditions for Cr(VI) release, the environment in Europe is loaded annually with 60 Mg of Cr(VI). Although this value is high, it seems to be correct. For comparison, total annual emissions of Cr(VI) in the US were 44 Mg in 2002 [13]. Proportionally lower Cr(VI) emissions to air were found in the UK – 28.6 Mg/year (2008) [14], Australia – 2.5 Mg/year (2011) [15] and Canada – 1 Mg/year (2010) [16].

In order to reduce the Cr(VI) pollution burden on the environment, it is crucial to control oxidation of Cr(III) to Cr(VI) taking place during combustion of solid fuels in such a way that it is possible to reduce the Cr(VI) content or, at least, to limit Cr(VI) elution from FA.

Although Cr valence speciation in various coals and coal combustion products has been covered quite extensively in the literature, and moreover recently a number of papers have been published in which the authors proposed a mechanism of possible chromium transformations [3,5,6,17,18], there is still a lack of a general approach which would explain the essence of shaping Cr speciation in FA generated in real furnaces based on various combustion technologies.

The aim of our work is to examine the speciation of Cr(III/VI) and speciation of Cr(VI) (water leachable and hardly leachable fractions) in FAs depending on which combustion technology of solid fuel has been used. FAs produced in pulverized fuel boilers, stoker-fired boilers, a fluidized bed boiler, an up-draught combustion

domestic boiler, a Krüger grate furnace and a cement rotary kiln have been investigated. An attempt has been made to prepare an outline of a chromium transformation model in real solid fuel fired boilers which may explain the differences in chromium valence speciation observed in the generated FAs.

2. Experimental

2.1. Sampling and samples preparation

FA samples (1 kg) were collected from various parts of dust arresting systems. Pulverized fuel combustion FA samples were collected from each of the three fields of an electrostatic precipitator system. Both units, in which hard coal was fired and biomass was co-fired ($C/B = 9:1$), were of the same type and worked in the same coal-fired power plant. The samples were denoted as PCC/FA-I/1–3 and PCC/FA-II/1–3 for coal and coal/biomass combustion, respectively (Table 1). The stoker-fired coal fly ash samples were collected from collection tanks of the multicyclone and a battery of cyclones in two heating plants (I and II) equipped with the same type of stoker-fired boilers. The samples were denoted as SF/FA, 1 – multicyclone and 2 – battery of cyclones and the subscripts *a* and *b* stand for fraction $>63 \mu\text{m}$ (coarse fraction) and $\leq 63 \mu\text{m}$ (fine fraction), respectively. Three FA samples denoted as FBC/FA-1, FBC/FA-2 and FBC/FA-3 were collected from the ash hopper of the ESP in the FBC boiler system which was supplied with hard coal from three coal mines, one from Lublin Basin (1) and two from Upper Silesian Basin (2 and 3). In this installation dry limestone was injected into the flue gases before the collection of particulate

Table 1
Kind of furnace, fuel, dust collection device and sampling points.

No	Fly ash sample	Furnace	Fuel	Temperature of burning zone	Dust collection device	Sampling point ^a /remarks
1	PCC/FA-I/1	Pulverized-fuel boiler	Hard coal energy value – 22 MJ/kg, ash – 20%, sulfur – 1.1%. Particle size $<0.1 \text{ mm}$. Hard coal (ditto) + wood waste (10%) energy value of biomass – max. 18 MJ/kg	1800–1935 °C	ESP	1st-field ESP
2	PCC/FA-I/2					2nd-field ESP
3	PCC/FA-I/3					3rd-field ESP
4	PCC/FA-II/1					1st-field ESP
5	PCC/FA-II/2					2nd-field ESP
6	PCC/FA-II/3					3rd-field ESP
7	SF/FA-I/1a	Stoker-fired boiler	Hard coal energy value – 23.2 MJ/kg, ash – 15.1%, sulfur – 0.63%, moisture content – 11.8%	1100 °C	1. Multicyclone	$\varphi > 63 \mu\text{m}$ (42%)
8	SF/FA-I/1b				2. Cyclone	$\varphi \leq 63 \mu\text{m}$ (58%)
9	SF/FA-I/2a					$\varphi > 63 \mu\text{m}$ (52%)
10	SF/FA-I/2b					$\varphi \leq 63 \mu\text{m}$ (48%)
11	SF/FA-II/1a	Stoker-fired boiler	Hard coal energy value – 21.9 MJ/kg, ash – 19.5%, sulfur – 0.62%, moisture content – 10.2%	1100 °C	1. Multicyclone	$\varphi > 63 \mu\text{m}$ (40%)
12	SF/FA-II/1b				2. Cyclone	$\varphi \leq 63 \mu\text{m}$ (60%)
13	SF/FA-II/2a					$\varphi > 63 \mu\text{m}$ (57%)
14	SF/FA-II/2b					$\varphi \leq 63 \mu\text{m}$ (43%)
15	FBC/FA-1	Fluidized-bed boiler	Hard coal energy value – 21.1 MJ/kg, ash – 21.1%, sulfur – 1.04%	850–865 °C	ESP preceded by dry limestone injection	Collection tank
16	FBC/FA-2		Hard coal energy value – 22.1 MJ/kg, ash – 21.4%, sulfur – 0.52%			
17	FBC/FA-3		Hard coal energy value – 22.9 MJ/kg, ash – 20.7%, sulfur – 0.42%			
18	DB/FA-1	Up-draught combustion domestic boiler	Pine wood briquette		Lack	Dead space of flue
19	DB/FA-2		Birch plywood briquette			
20	MSWI/FA	Krüger grate furnace (incinerator)	Sorted municipal wastes	1000–1100 °C	Bag filter preceded by hydrated lime injection	
21	CRK/FA-1	Cement rotary kiln	Hard coal energy value – 27 MJ/kg, ash – 7.0%, sulfur – 1.2%, moisture content – 8.5% + alternative fuel/wood waste	Max. 2000 °C	1. Dust chamber	1st bag filter
22	CRK/FA-2				2. Two parallel bag filters	
23	CRK/FA-3					2nd bag filter

^a If different than the one given in the dust collection device column.

matter in ESP. A sample of FA generated by incineration of the combustible fraction of municipal solid wastes (denoted as MSWI/FA) was collected from a bag house filter. In this installation hydrated lime was injected into the flue gases before the dust collector. FA generated in a cement rotary kiln fired with a mixture of coal and an alternative fuel was captured in the dust chamber and then in two parallel bag filters. The FA samples are denoted as CRK/FA-1, CRK/FA-2 and CRK/FA-3, respectively. The up-draught combustion boiler (nominal output of 20 kW), commonly used in Poland for individual house heating, was fired with pinewood briquettes and birch-plywood briquettes. The FA samples were collected from the flue at the reversal gas spot where the so-called dead space enabled the accumulation of FA particulates (hereforth designated as DB/FA-1 and DB/FA-2, respectively).

Directly after collection all samples were stored in hermetically sealed plastic containers. The SF/FA samples were sieved through a sieve of 63 μm . In both the SF boilers ca. 40 wt% of FA retained in the multicyclone had a dimension $\leq 63 \mu\text{m}$, and somewhat below 50 wt% of FA trapped in the cyclone had a dimension $\leq 63 \mu\text{m}$.

2.2. Determination of the contents of chromium and other metals

The environmentally available metal content in the FA samples (pseudo total metal concentration) was determined via microwave-assisted digestion of the samples with $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ according to the manufacturer's protocol (Milestone, 1992) [19]. Three sub-samples were digested simultaneously for each FA sample.

The concentration of metals in the digest samples was determined using an atomic absorption spectrometer AAS – Agilent Technologies 200 Series AA 240 FS AA. The limits of determination for chromium and other metals being examined were: Cr – 2.7 mg/kg, Ca – 0.9 mg/kg, Fe – 3.8 mg/kg, K – 2.1 mg/kg and Na – 1.4 mg/kg.

2.3. Determination of chromium(VI) content

Leaching of total Cr(VI) from the FA samples was carried out similarly as described in the EPA 3060A method (US EPA, 1996) [20]. A 0.5 g sample was being extracted in 10 mL $\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{NaOH}$ for 1 h at 95 °C.

Soluble Cr(VI) was released by shaking a 1 g FA sample in 10 mL of deionised water for 24 h at RT according to the leaching test described in PN-EN 12457-2:2006 [21].

The leachates were filtered through a 0.45 μm nitrate-cellulose membrane filter.

Determination of Cr(VI) in leachates was performed using the technique of CCSV-DTPA. Voltammograms were recorded with a Trace Analyzer Model 394 connected to a hanging mercury drop working electrode Model 303A SMDE (EG&G Princeton Applied Research). LOD (instrumental) was found to be 2.9 $\mu\text{g/L}$ (0.0026 mg/kg of FA).

CMR061-030 (sandy loam) was used as a certified reference material to validate the analytical procedure. Cr(VI) extraction was carried out in the same way as for FA samples. It was found that the content of Cr(VI) was 239.3 mg/kg ($n = 3$), the certified value was $241.00 \pm 9.00 \text{ mg/kg}$, hence the recovery was 99.3%.

2.4. ORP and pH determination

The pH of the water extracts was measured using a Mettler Toledo SevenEasy pH-meter (Mettler Toledo, 2006), and the Oxidation–Reduction Potential (ORP) with a single rod electrode (HI-3230, 3.3 mol/L silver chloride electrode, Hanna Instruments, Portugal).

3. Results and discussion

3.1. Occurrence of chromium and other metals

Chromium content in tested samples varies within relatively narrow range limits (Table 2). The lowest concentrations of chromium were found in FA from combustion of wood fuels (DB/FA-1 and DB/FA-2). In the majority of coal-FA samples chromium occurs at the level of 50–100 mg/kg, 81 mg/kg on average. High chromium contents were found in the FA captured at the second stage of dust arresting of flue gases in a cement rotary kiln, 228.3 mg/kg and 242.3 mg/kg. In this case, the presence of chromium only partially has its source in the coal being burnt. The components of burnt clinker and the alternative fuel (a fraction of municipal wastes) have a considerable share in the chromium content. This can be indirectly confirmed by high contents of alkali metals in CRK/FA samples, e.g. potassium content was 15 times higher than its average content in FA generated in power and heating plants. The contents of chromium determined in this work are well within typical values for FA from other power plants: 49–144 mg/kg [8], 18–130 mg/kg [7], 26–50 mg/kg [22], and 71 mg/kg [23]. The chromium content in FA from MSWI (97.3 mg/kg) corresponds to the level of chromium in coal-FA samples and is lower than chromium content given in previous studies on MSWI-FA: 306–341 mg/kg (fraction passed through a # 50 sieve) [24], 127–175 mg/kg [12], 340–770 mg/kg [25], and 407 mg/kg [26]. In this case it is hard to expect a close similarity of results due to the fact that the chemical composition of MSWI-FA, including chromium, was strongly conditioned by the kind of MSW fractions being burnt.

Other metals (K, Na, Ca and Fe) were examined due to the potential role of their compounds in shaping valence speciation of chromium [3,5,6,17,27]. Generally, coal-FA generated in SF boilers and FBC boilers is more enriched in metals regarded as major elements than PCC/FA. As expected, wood-FA was characterized by higher K and Ca contents than coal-FA (PCC/FA and SF/FA). Co-combustion of biomass (10%) in a PCC boiler resulted only in a slight increase in the concentration of K. It is worth noting that the increased concentration of Ca in FBC/FA samples (av. 44 g/kg) and the high concentration in the MSWI/FA sample (306 g/kg) result from desulfurization of flue gases by means of a controlled dosing of limestone and hydrated lime, respectively. The environmentally available Fe varies within a relatively wide range from 3.29 g/kg (MSWI/FA) to 42.0 g/kg (SF/FA). Its concentrations in coal-FA samples from the PCC boiler were lower than those from the SF and FBC boilers.

Some interesting conclusions can be drawn from the results of the distribution of the metals in grain fractions of FA. In order to quantitatively characterize this phenomenon, the values of enrichment factor (EF) for SF/FAs were calculated as a quotient of the concentration of the metal in fine fraction ($\leq 63 \mu\text{m}$) and in coarse fraction ($> 63 \mu\text{m}$) (Fig. 1), whereas EFs for PCC/FAs as a quotient of metal concentration in the 2nd-field or 3rd-field ESP fraction and in the 1st-field ESP fraction (Fig. 2).

In the process of mid-temperature coal combustion ($< 1100 \text{ }^\circ\text{C}$) the finer fractions become enriched in all the metals of interest, although not to the same degree: $\text{Cr} > \text{K} > \text{Na} > \text{Fe} \approx \text{Ca}$. The distribution of these elements in ESP fractions of PCC-FA were different. The finer FA fractions are enriched in Cr, K and Na and depleted in Ca and Fe. As the condensation of volatile elements on the surfaces of FA particles in the post-combustion zone results in surface enrichment [28], it can be assumed that the surfaces of PCC-FA particles are covered with Cr, Na and K compounds, whereas in SF boilers the compounds of Ca, Cr, K, Na and Fe condense as a coating on FA particles.

Table 2
Metal content in the fly ashes samples and the characteristics its water extracts.

No	Sample	Fly ash			Water extract				rH
		K (g/kg)	Na (g/kg)	Ca (g/kg)	Fe (g/kg)	Cr (mg/kg)	Cr(VI) (mg/kg)	Cr(VI) _{sol} (mg/kg)	
1	PCC/FA-I/1	2.94 ± 0.13	2.08 ± 0.15	21.48 ± 0.58	18.2 ± 1.2	30.6 ± 2.8	3.20 ± 0.20	0.504 ± 0.034	50.4 ± 3.4
2	PCC/FA-I/2	3.09 ± 0.16	2.42 ± 0.12	16.7 ± 1.3	17.7 ± 1.0	51.9 ± 2.2	5.95 ± 0.18	1.837 ± 0.058	183.8 ± 5.8
3	PCC/FA-I/3	4.19 ± 0.14	3.14 ± 0.19	13.71 ± 0.39	16.8 ± 1.0	75.2 ± 3.4	7.20 ± 0.89	3.15 ± 0.11	315.3 ± 11
4	PCC/FA-II/1	2.84 ± 0.10	1.94 ± 0.13	16.52 ± 0.27	13.2 ± 0.4	51.8 ± 1.7	4.97 ± 0.54	2.49 ± 0.23	24.9 ± 2.3
5	PCC/FA-II/2	3.66 ± 0.11	2.26 ± 0.17	13.43 ± 0.16	12.0 ± 0.2	55.1 ± 1.0	5.01 ± 0.11	2.93 ± 0.15	29.3 ± 1.5
6	PCC/FA-II/3	5.37 ± 0.17	3.43 ± 0.13	9.96 ± 0.14	11.9 ± 0.2	60.8 ± 3.2	4.88 ± 0.37	3.09 ± 0.14	30.9 ± 1.4
7	SF/FA-I/1a	6.45 ± 0.19	5.62 ± 0.19	15.6 ± 2.0	15.8 ± 1.2	67.7 ± 3.1	0.695 ± 0.090	0.0167 ± 0.0076	1.68 ± 0.10
8	SF/FA-I/1b	17.89 ± 0.26	12.49 ± 0.29	22.91 ± 0.27	25.6 ± 1.0	201.0 ± 6.0	0.939 ± 0.050	0.0423 ± 0.0034	4.23 ± 0.34
9	SF/FA-I/2a	9.33 ± 0.25	7.87 ± 0.24	18.31 ± 0.32	20.1 ± 1.1	70.9 ± 1.8	0.985 ± 0.092	0.0126 ± 0.0019	1.26 ± 0.19
10	SF/FA-I/2b	18.96 ± 0.32	13.05 ± 0.20	20.4 ± 1.8	22.6 ± 1.2	228 ± 25	1.237 ± 0.028	0.0463 ± 0.0026	4.64 ± 0.25
11	SF/FA-II/1a	8.9 ± 1.1	11.58 ± 0.76	27.0 ± 1.1	26.4 ± 3.7	48.7 ± 9.9	0.313 ± 0.011	0.0072 ± 0.0029	0.72 ± 0.22
12	SF/FA-II/1b	16.10 ± 0.14	17.71 ± 0.95	35.4 ± 1.2	42.0 ± 1.1	100.5 ± 5.1	0.336 ± 0.031	0.0162 ± 0.0079	1.60 ± 0.11
13	SF/FA-II/2a	7.34 ± 0.98	9.5 ± 1.1	13.9 ± 3.8	14.2 ± 1.2	38.8 ± 1.3	0.398 ± 0.018	0.0065 ± 0.0011	0.65 ± 0.11
14	SF/FA-II/2b	17.80 ± 0.64	20.45 ± 0.55	27.5 ± 1.4	29.9 ± 4.1	85.1 ± 4.2	0.623 ± 0.049	0.0227 ± 0.0012	2.27 ± 0.11
15	FBC/FA-1	12.04 ± 0.13	5.25 ± 0.15	36.80 ± 0.97	19.3 ± 1.1	90.7 ± 2.9	0.719 ± 0.052	0.0203 ± 0.0016	2.01 ± 0.16
16	FBC/FA-2	10.91 ± 0.24	5.41 ± 0.15	48.2 ± 2.1	20.5 ± 1.2	85.3 ± 1.2	0.484 ± 0.030	0.0416 ± 0.0010	4.16 ± 0.10
17	FBC/FA-3	11.54 ± 0.16	5.31 ± 0.14	45.52 ± 0.31	18.6 ± 1.0	92.2 ± 2.1	0.332 ± 0.010	0.0187 ± 0.0017	1.87 ± 0.17
18	DB/FA-1	52.2 ± 1.5	5.37 ± 0.18	169.1 ± 3.4	8.75 ± 0.34	20.2 ± 1.1	1.39 ± 0.11	1.280 ± 0.059	128.0 ± 5.9
19	DB/FA-2	36.3 ± 1.3	8.99 ± 0.18	89.97 ± 0.57	7.46 ± 0.21	86.2 ± 0.62	2.60 ± 0.18	1.243 ± 0.038	124.0 ± 3.8
20	MSWI/FA	31.75 ± 0.29	27.72 ± 0.15	305.8 ± 3.3	97.3 ± 6.5	94.7 ± 2.1	6.30 ± 0.44	1.40 ± 0.10	14.0 ± 1.0
21	CRK/FA-1	137.3 ± 1.7	48.55 ± 0.13	53.96 ± 0.75	-	94.7 ± 2.1	12.05 ± 0.37	7.79 ± 0.23	77.9 ± 2.3
22	CRK/FA-2	162.1 ± 1.8	55.13 ± 0.55	24.65 ± 0.13	-	242.3 ± 2.5	21.3 ± 1.7	0.129 ± 0.024	12.9 ± 2.4
23	CRK/FA-3	144.5 ± 4.4	48.24 ± 0.67	34.56 ± 0.16	-	228.3 ± 3.0	11.02 ± 0.59	0.0990 ± 0.0078	9.90 ± 0.75
									90

3.2. Chromium speciation

The chromium(VI) speciation analysis consisted in determination of two chromium(VI) fractions: leachable by means of a Na₂CO₃/NaOH solution and leachable by water. The first one is defined by other authors as “total content of chromium(VI)” [2], although the term “total leachable chromium(VI)” would be more appropriate. The other fraction is defined as “water soluble chromium(VI)” [26], although taking into account the fact that water extraction in fact consists in an extraction with a solution whose composition depends on chemical properties of the FA examined, we suggest an operational term “water leachable Cr(VI)”. This Cr(VI) fraction can be treated as equivalent to the availability of chromium defined by Stam et al. [3].

Keeping in mind the essence of the chromium speciation analysis procedure used, the speciation forms of chromium will be henceforth termed in a simplified manner: Cr – pseudo-total chromium, Cr(VI) – total leachable chromium(VI), Cr(III) – pseudo-total chromium(III) = Cr – Cr(VI), Cr(VI)_{sol} – water leachable chromium(VI), and Cr(VI)_{h.leach.} – hardly leachable chromium(VI) = Cr(VI) – Cr(VI)_{sol}.

Water leachable Cr(VI) can be identified with water soluble chromates, e.g. (Na,K)₂CrO₄, (Ca,Mg)CrO₄ or ZnCrO₄, however, Cr(VI)_{h.leach.} should be identified only to a small degree with sparingly soluble chromates, e.g. BaCrO₄ or PbCrO₄. It is hard to accept the view that hot extraction with a Na₂CO₃/NaOH solution, compared to water extraction, increases the extent of CrO₄²⁻ release only due to digestion of sparingly soluble chromates. Taking into consideration the speciation of Cr(VI) in the FAs studied, the combined concentration of metals whose chromates are sparingly soluble (mainly trace elements: Ba and Pb) should be at least of the same order as the combined concentration of Na, K, Ca and Mg (major elements). Stam et al. [3] have recently paid attention to this aspect of Cr(VI) speciation as well. It is hence justified to accept the assumption that alkali extraction releases primarily Cr(VI) present in the alkali non-resistant target phase (less resistant glass or sinter) which is water-insoluble, e.g. a slagging phase according to Chen et al. [17] or a glassy phase according to Verbinen et al. [6].

The distribution of chromium species in individual FA samples is shown in Table 3. Valence speciation of Cr(III/VI) and Cr(VI) speciation are presented, with the latter in the form of water leachable and hardly leachable fractions. The results of chromium valence speciation studies for different types of furnaces were obtained by averaging all the results for FA samples collected from the same type of furnaces (Fig. 3).

In the case of the PCC boiler the chromium speciation was evaluated as an average of the results obtained for coal combustion and biomass co-combustion, because the differences appeared to be statistically insignificant. Apart from Cr(VI) determination, pH and ORP were monitored in water leachates (Table 2). The rH values oscillating around rH = 28.6 (from 26.1 to 31.7) in extracts with various Cr(VI) contents, in spite of moderate repeatability of ORP measuring, can be treated as an indication that the extraction method used makes it possible to correctly map Cr(VI) speciation in FA.

The speciation analysis has shown that the level of Cr(VI) in FA from solid fuel combustion (without CRK) was not only considerably lower than the concentration of Cr but also more spread, 2.4 ± 2.4 mg/kg (RSD = 100%), compared with 78 ± 53 mg/kg (RSD = 68%). Cr(VI) concentrations exceeding the mean value were found in FA samples from CRK, MSWI and PCC boilers, 14.8 mg/kg, 6.3 mg/kg and 5.2 mg/kg on average, respectively.

The results obtained for coal-FA are consistent with the reported Cr(VI) contents in Australian coal-FA (0.04–1.4 mg/kg) [7,8], in FA from a Dutch PCC boiler (6–9 mg/kg) [3], and in FA from a

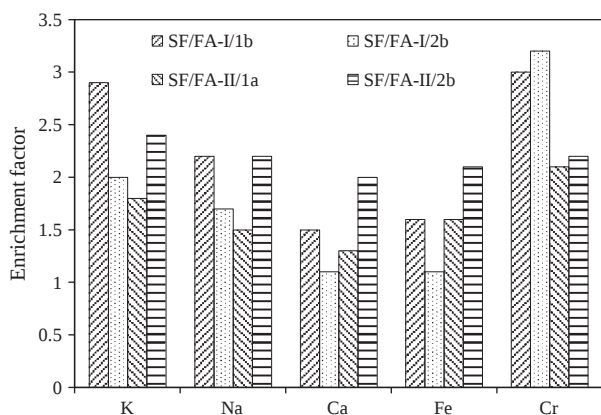


Fig. 1. Enrichment factors of the selected metals in FAs from SF boilers.

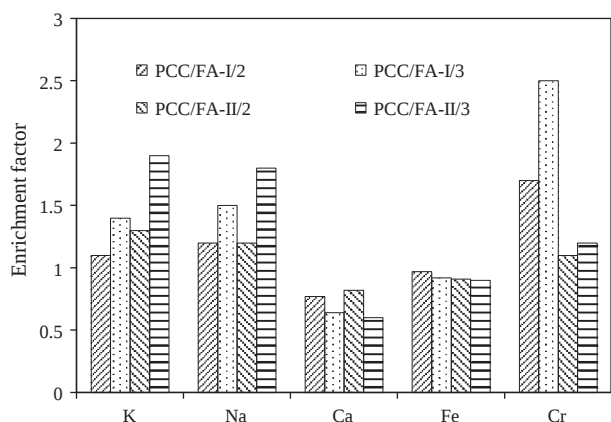


Fig. 2. Enrichment factors of the selected metals in FAs from PCC boilers.

Table 3
Chromium speciation in the fly ash samples from the different kind of the furnaces.

No	Fly ash sample	Chromium valence speciation (%)		Chromium(VI) speciation (%)	
		Cr(III)	Cr(VI)	Cr(VI) _{h.leach.}	Cr(VI) _{sol.}
1	PCC/FA-I/1	89.5	10.5	84.2	15.8
2	PCC/FA-I/2	88.5	11.5	69.1	30.9
3	PCC/FA-I/3	90.4	9.6	56.2	43.8
4	PCC/FA-II/1	90.4	9.6	49.9	50.1
5	PCC/FA-II/2	90.9	9.1	41.6	58.4
6	PCC/FA-II/3	92.0	8.0	36.7	63.3
7	SF/FA-I/1a	99.0	1.0	97.6	2.4
8	SF/FA-I/1b	99.5	0.5	95.7	4.3
9	SF/FA-I/2a	98.6	1.4	98.7	1.3
10	SF/FA-I/2b	99.5	0.5	96.3	3.7
11	SF/FA-II/1a	99.4	0.6	97.7	2.3
12	SF/FA-II/1b	99.7	0.3	95.2	4.8
13	SF/FA-II/2a	99.0	1.0	98.4	1.6
14	SF/FA-II/2b	99.0	1.0	97.2	2.8
15	FBC/FA-1	99.2	0.8	97.2	2.8
16	FBC/FA-2	99.4	0.6	91.4	8.6
17	FBC/FA-3	99.6	0.4	94.4	5.6
18	DB/FA-1	93.1	6.9	7.9	92.1
19	DB/FA-2	69.9	30.1	52.2	47.8
20	MSWI/FA	93.5	6.5	77.7	22.3
21	CRK/FA-1	87.3	12.7	35.4	64.6
22	CRK/FA-2	91.2	8.8	99.4	0.6
23	CRK/FA-3	95.2	4.8	99.1	0.9

Turkey Power Plant (0.2–0.3 mg/kg) [29]. The concentration of Cr(VI) in MSWI-FA (6.30 ± 0.44 mg/kg) does not differ from the

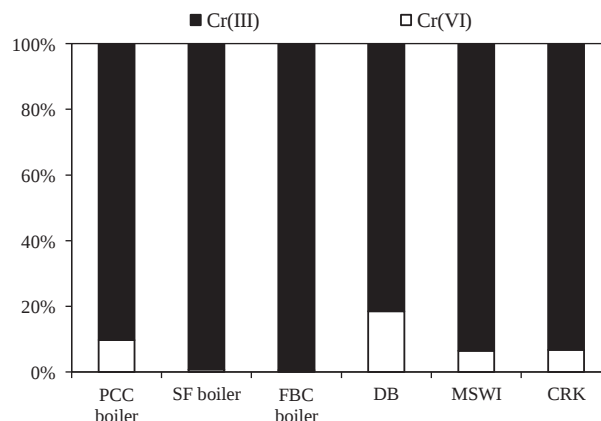


Fig. 3. Chromium valence speciation in fly ashes generated in real solid fuel furnaces based on various combustion technologies.

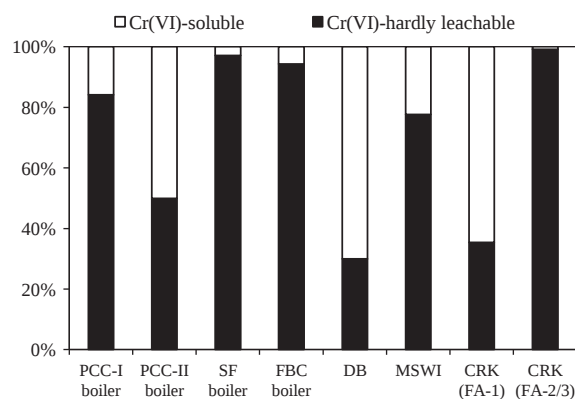


Fig. 4. Chromium(VI) speciation in fly ashes generated in the real solid fuel furnaces.

average Cr(VI) levels reported by other authors: 7.4 mg/kg [12] and ca. 8 mg/kg [30].

High percentage of Cr(VI) distinguishes wood-FA from a domestic boiler (Fig. 3). A moderate share of Cr(VI) (ca. 10%) concerns FA generated in a PCC boiler, MSWI and CRK. FA generated from coal combustion in an SF boiler and an FBC boiler are characterized by only a small (<1%) share of Cr(VI). Hence, it is justified that in mid-temperature combustion boilers the kind of fuel become a crucial factor for chromium valence speciation in the generated FA. Biomass combustion generates FA in which a significant percentage of Cr occurs as a Cr(VI) fraction. This view can also be supported by the results reported by Barbosa et al. [31] who demonstrated that co-combustion of dry sewage sludge with hard coal (1 + 1) in a BFB combustor increases the share of Cr(VI) fraction from 3% to 24% and by the results obtained by Stam et al. [3] for wood-FA from a BFB boiler, Cr(VI) – 29% and 41%.

Thus, the results of Cr(VI)_{sol.} determination turned out to be interesting (Table 2). The highest content of the Cr(VI)_{sol.} fraction can be found in FAs generated in the process of cement production, 7.79 mg/kg (FA captured in a dust chamber). Two to three times lower concentrations of Cr(VI)_{sol.} were found in the PCC-FA. It has been confirmed in studies on FA generated in two PCC boilers of the same type that co-combustion of biomass contributes to a large change in Cr(VI) speciation (Fig. 4).

The biomass/coal-FA captured in the 1st-field ESP (ca. 90% of the total amount of the collected FA) is five times more enriched in Cr(VI)_{sol.} than an analogous coal-FA fraction. The differences diminish with decreasing graining. The finest FA fractions

(3rd-field ESP, ca. 1% total mass) have a similar content of $\text{Cr(VI)}_{\text{sol.}}$: 3.09 ± 0.14 mg/kg (biomass/coal-FA) and 3.15 ± 0.11 mg/kg (coal-FA). About 40% lower concentrations of $\text{Cr(VI)}_{\text{sol.}}$ were found in an incinerator-FA sample and wood-FA samples from domestic boilers. The level of the Cr(VI) fraction in coal-FA produced in SF and FBC boilers was similar and very low, from a few to a few dozen $\mu\text{g/kg}$.

The results of speciation analysis of chromium in FA samples from SF and FBC boilers justify additional remarks. A practically identical pattern of speciation of Cr (Cr(VI) – 0.8%, $\text{Cr(VI)}_{\text{sol.}}$ – 2.9%) in FA generated in two SF boilers of the same type supplied with coal from the same source but working in different heating plants (Table 3, samples 7–14) shows good reproducibility of chromium speciation in FA generated on industrial scale. On the basis of a similar pattern of speciation of Cr in FBC-FA generated from combustion of coal from three different mines in one installation (Table 3, samples 15–17), it can be concluded that the composition of the hard coal burnt is not a critical parameter for shaping valence speciation of Cr in FA.

3.3. Formation of chromium(VI) during fuel combustion

Based on the speciation analysis of chromium it can be concluded that the technological factors which are conducive to a higher Cr(VI) content in FA are combustion of biomass and a high combustion temperature. The key to explaining these observations is a mechanism of chromium transformations taking place in the process of fuel combustion. The base for a description of the mechanism was to assume that transport of chromium, irrespective of combustion technology, proceeds according to a mixed mechanism in which a major role was played by a volatilization–condensation/adsorption stage. In our work the correctness of this assumption was confirmed by increasing concentrations of chromium in finer fractions of FA generated both in the process of high-temperature coal combustion (PCC/FA samples) and in the stoker-fired boilers (SF/FA samples). Finer particles have larger surface areas, which allows more effective deposition of volatile species on their surface. Our observations are not isolated, although they are not always interpreted identically [8,23]. Following Stam et al. [3] and Chen et al. [17] we assume that organic forms of Cr(III) present in fuels were responsible for volatility of chromium. In a combustion chamber, depending on local oxidizing and temperature conditions, gaseous Cr(III)-org. undergoes pyrolysis to Cr(III)-inorg. and, partially, oxidation to Cr(VI) . Cr(III)/VI species which are thermodynamically stable under combustion conditions include $\text{CrOOH}_{(\text{g})}$, and $\text{CrO}_{3(\text{g})}$ and $\text{CrO}_2(\text{OH})_{2(\text{g})}$, respectively [3,18,32]. It has been confirmed experimentally that $\text{CrO}_2(\text{OH})_{2(\text{g})}$ was a dominant volatile species when Cr_2O_3 is exposed to H_2O and O_2 at high temperatures [33]. Thereby, one can expect that CrOOH and $\text{CrO}_2(\text{OH})_2$ will be the main gaseous species in the combustion zone.

As Cr(VI) concentration in the FA studied also increases with diminishing graining (see also [8,29]), one can justify that Cr(III) undergoes oxidation in the gaseous phase, although it should be kept in mind that oxidation of CrOOH deposited on the surfaces of FA particles, e.g. $2\text{CrOOH} + 2\text{Na}_2\text{O} + 3/2\text{O}_2 \rightarrow 2\text{Na}_2\text{CrO}_4 + \text{H}_2\text{O}$ was also superficial in nature [17].

It should be noted that there is a divergent tendency for enrichment factors of Cr(III) and Cr(VI) determined for grain fractions of PCC-FA and SF-FA generated during coal combustion (Fig. 5). Similar values of EF- Cr(III) and EF- Cr(VI) directly suggest the oxidation of Cr(III) in the gaseous phase and deposition of the generated Cr(VI) species on FA particles, whereas $\text{EF-Cr(VI)} < \text{EF-Cr(III)}$ can be interpreted as a result of reduction of Cr(VI) at the surface reaction stage. Hence, the reasons for a low content of Cr(VI) in SF-FA can be related to the chemical composition of the surface layer of FA particles. As demonstrated above, the operating conditions in

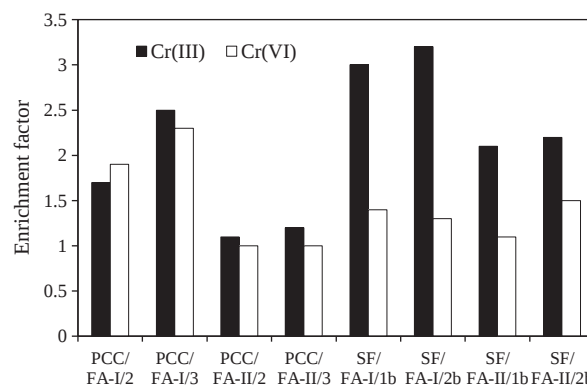


Fig. 5. Enrichment factors of Cr(III) and Cr(VI) in FAs from PCC and SF boilers.

SF boilers are conducive to the formation of a coating enriched with Ca, Cr, K, Na and Fe, whereas the surface of PCC-FA particles should be enriched only with Na, K and Cr.

Based on thermodynamic considerations by Fernández et al. [25], it can be assumed that under high-temperature combustion conditions Fe was not volatilized in the combustion chamber, but was mainly present inside the glass matrix or the coating glass matrix of the FA, and its deposition on the surface of FA particles was minimal. These assumptions are consistent with the results of the study by Kutchko and Kim [28] who demonstrated that PCC-FA comprised mainly of amorphous aluminosilicate spheres and a smaller amount of iron-rich spheres, and the majority of the latter exist as mixed iron oxide/aluminosilicate particles.

Transport of Fe should proceed differently in the flue gas of an SF boiler. In this case, it can be expected that the formation–volatilization–condensation of Fe(II) chloride plays an important role (Fe(III) chloride is not stable above 315°C). Although above 800°C (typical of an SF boiler combustion chamber) iron can exist as chloride and oxide [25], the surface of FA particles would be enriched primarily with iron oxides due to surface reactions e.g.: $\text{MCl}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{MO} + 2\text{HCl}$ [34].

Fe oxides accumulated on the surface of SF-FA particles may lead to a low content of Cr(VI) in FA not only by reducing the Cr(VI) species but also by binding the Cr(III) species. The correctness of this reasoning can be confirmed by the results of Jiao et al. [18] who have shown that the percentage of FeCr_2O_4 in fine FA particles generated from coal combustion at 1000°C was considerably higher than in coarse particles. Stam et al. [3] have reported that the spinel phase $(\text{Fe,Mg})(\text{Fe,Al,Cr})_2\text{O}_4$ was a dominant form of Cr in FA generated by mid-temperature combustion. Recently, Chen et al. [5] have revealed that Fe_2O_3 effectively inhibits oxidation of Cr(III) by forming the corresponding chromites.

The high level of Cr(VI) in PCC-FAs is a clear indication that high combustion temperature ($>1500^\circ\text{C}$) during pulverized coal combustion is the factor which significantly shapes chromium valence speciation. The thermal conditions ensuring intensive vaporization of alkali metal compounds (e.g. KOH bp. 1320°C , NaOH bp. 1390°C , NaCl bp. 1413°C and KCl 1500°C subl.) are thus conducive to both stabilization of Cr(VI) and oxidation of Cr(III) captured in the alkaline aerosol being formed.

The stabilization of Cr(VI) in melted alkalis was probably important in all solid fuel combustion processes. Opila et al. [33] have shown experimentally that in the absence of stabilizing substances, $\text{CrO}_2(\text{OH})_2$ condenses at the temperature of $\leq 600^\circ\text{C}$ as hexavalent Cr and at $\geq 700^\circ\text{C}$ as Cr_2O_3 . So, one can expect that the Cr(VI) content in FA was a consequence of the stabilizing action of alkali metals and a complex action of iron oxides which, under favorable conditions, can effectively prevent oxidation of Cr(III) .

Based on our reasoning presented above, one can expect that the surface composition of PCC-FA should be conducive to oxidation of Cr(III) to Cr(VI) rather than the surface composition of SF-FA. A supplementary experiment was performed in order to positively verify this statement. Two samples of FA ($m = 0.5$ g): the PCC/FA-II/1 and SF/FA-II/1a with similar Cr contents (51.8 mg/kg and 48.7 mg/kg, respectively) were heated in a muffle furnace at 700 °C for 2 h. The concentration of Cr(VI) increased in both samples and there was 10 times more Cr(VI) in the PCC/FA-II/1 sample than in the SF/FA-II/1a sample (3.3 mg/kg vs. 0.32 mg/kg). The result corresponds well not only with the Cr speciation in the FA studied, but also with the recent results obtained by Chen et al. [5].

In order to simplify the picture of chromium transformation during solid fuel combustion in real furnaces the attention was put on the factors which are critical for the formation of Cr(VI). The well-known effect of CaO on the formation of Cr(VI) during thermal treatment of wastes was omitted due to a high melting point (m.p. 2572 °C) eliminating the participation of vapor CaO in alkaline aerosol and due to a lower, compared to KOH and NaOH, ability to form chromates under combustion chamber conditions [6].

4. Conclusion

The study of the presence of Cr(III), Cr(VI), water leachable Cr(VI) and hardly leachable Cr(VI) in FAs from 6 types of furnaces used in power industry, heat engineering, municipal waste treatment and cement production allowed for an assessment of the effect of solid fuel combustion technologies on chromium speciation in the generated FAs. It was shown that the technological factors which are conducive to a higher Cr(VI) content in FA were the combustion of biomass and a high combustion temperature. Confronting the results of the Cr speciation analysis obtain with this work with those reported by other it has been shown that hard coal combustion in SF, FBC or domestic boilers should generate FA with a low level of Cr(VI), because, under these conditions, Fe oxides effectively prevent oxidation of Cr(III). Replacing fuel with biomass should promote chromium evaporation while a high content of alkali metals and a low level of Fe, characteristic of biomass, would create favorable conditions for stabilization of Cr(VI) being formed and for oxidation of Cr(III) deposited on the surface of FA particles. As a result, FA has a higher content of Cr(VI). High Cr(VI) concentrations can be expected also in FA generated by high-temperature coal combustion in PCC boilers. Under these conditions oxidation of Cr(III) was favored due to deactivation of Fe oxides and an increase in evaporation intensity of alkali compounds. Municipal solid waste incineration should generate FA in which Cr speciation will be very similar to the one obtained in FA generated during combustion of biomass in heating boilers, although, in this case, the kind and composition of the municipal waste fraction introduce considerable uncertainty to predictions.

Acknowledgment

We gratefully acknowledge the financial support from the National Science Center (Poland) Grant No. 2011/01/B/ST10/06757, which allowed us to carry out this study.

References

- [1] Goodarzi F, Huggins FE. Speciation of chromium in feed coals and ash byproducts from Canadian power plants burning subbituminous and bituminous coals. *Energy Fuel* 2005;19:2500–8.
- [2] Shah P, Strezov V, Prince K, Nelson PF. Speciation of As, Cr, Se and Hg under coal fired power station conditions. *Fuel* 2008;87:1859–69.

- [3] Stam AF, Meij R, te Winkel H, van Eijk RJ, Huggins FE, Brem G. Chromium speciation in coal and biomass co-combustion products. *Environ Sci Technol* 2011;45:2450–6.
- [4] Huggins FE, Najih M, Huffman GP. Direct speciation of chromium in coal combustion by-products by X-ray absorption fine-structure spectroscopy. *Fuel* 1999;78:233–42.
- [5] Chen J, Jiao F, Zhang L, Yao H, Ninomiya Y. Elucidating the mechanism of Cr(VI) formation upon the interaction with metal oxides during coal oxy-fuel combustion. *J Hazard Mater* 2013;261:260–8.
- [6] Verbinen B, Billen P, van Coninckxloo M, Vandecasteele C. Heating temperature dependence of Cr(III) oxidation in the presence of alkali and alkaline earth salts and subsequent Cr(VI) leaching behavior. *Environ Sci Technol* 2013;47:5858–63.
- [7] Narukawa T, Riley KW, French DH, Chiba K. Speciation of chromium in Australian fly ash. *Talanta* 2007;73:178–84.
- [8] Shah P, Strezov V, Nelson PF. Speciation of chromium in Australian coals and combustion products. *Fuel* 2012;102:1–8.
- [9] Schneider BC, Constant SL, Patierno SR, Jurjus RA, Ceryak SM. Exposure to particulate hexavalent chromium exacerbates allergic asthma pathology. *Toxicol Appl Pharm* 2012;259:38–44.
- [10] ECOBA. Production and utilization of CCPs in 2006 in Europe. <<http://www.ecoba.org>>.
- [11] ACCA. 2006 Coal Combustion Product (CCP). Production and use survey. <<http://www.ACCA-USA.org>>.
- [12] Hu H, Luo G, Liu H, Qiao Y, Xu M, Yao H. Fate of chromium during thermal treatment of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *Proc Combust Inst* 2013;34:2795–801.
- [13] Rehr AP, Small MJ, Matthews HS, Hendrickson CT. Economic sources and spatial distribution of airborne chromium risks in the U.S. *Environ Sci Technol* 2010;44:2131–7.
- [14] UK emissions of air pollutants 1970 to 2008. Oxfordshire: AEA; 2010. <http://uk-air.defra.gov.uk/reports/cat07/1009030925_Report_final270805.pdf>.
- [15] Australian Government, National pollutant inventory. Total national facility emissions for the substance: chromium(VI) compounds. <<http://www.npi.gov.au/npidata>>.
- [16] Environment Canada. Environmental indicators. Air and climate indicators. Emissions of hexavalent chromium to air. 2012. <<http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators>>.
- [17] Chen J, Jiao F, Zhang L, Yao H, Ninomiya Y. Use of synchrotron XANES and Cr-doped coal to further confirm the vaporization of organically bound Cr and the formation of chromium(VI) during coal oxy-fuel combustion. *Environ Sci Technol* 2012;46:3567–73.
- [18] Jiao F, Wijaya N, Zhang L, Ninomiya Y, Hocking R. Synchrotron-based XANES speciation of chromium in the oxy-fuel fly ash collected from lab-scale drop-tube furnace. *Environ Sci Technol* 2011;45:6640–6.
- [19] Milestone. MLS-1200 MEGA, microwave digestion system with MDR technology. Operator manual and basic digestion programs. Italy; 1992.
- [20] US EPA 1996. Method 3060A. Alkaline digestion for hexavalent chromium, SW-846. Update III Revision 1.
- [21] PN-EN 12457-2:2006. Characterization of waste. Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges.
- [22] Huang Y, Jin B, Zhong Z, Xiao R, Tang Z, Ren H. Trace elements (Mn, Cr, Pb, Se, Zn, Cd and Hg) in emissions from a pulverized coal boiler. *Fuel Process Technol* 2004;86:23–32.
- [23] Sočo E, Kalemekiewicz J. Investigations on Cr mobility from coal fly ash. *Fuel* 2009;88:1513–9.
- [24] Wang K-S, Chiang K-Y, Lin K-L, Sun Ch-J. Effects of a water-extraction process on heavy metal behavior in municipal solid waste incinerator fly ash. *Hydrometallurgy* 2001;62:73–81.
- [25] Fernández MA, Martínez L, Segarra M, García JC, Espiell F. Behavior of heavy metals in the combustion gases of urban waste incinerators. *Environ Sci Technol* 1992;26:1040–7.
- [26] Abbas Z, Steenari B-M, Lindqvist O. A study of Cr(VI) in ashes from fluidized bed combustion of municipal solid waste: leaching, secondary reactions and the applicability of some speciation methods. *Waste Manage* 2001;21:725–39.
- [27] Lehmusto J, Lindberg D, Yrjas P, Skrifvars B-J, Hupa M. Thermogravimetric studies of high temperature reactions between potassium salts and chromium. *Corros Sci* 2012;59:55–62.
- [28] Kutchko BG, Kim AG. Fly ash characterization by SEM-EDS. *Fuel* 2006;85:2537–44.
- [29] Akar G, Polat M, Galecki G, Ipekoglu U. Leaching behavior of selected trace metals in coal fly ash samples from Yenikoy coal-fired power plants. *Fuel Process Technol* 2012;104:50–6.
- [30] Lima AT, Ottosen LM, Pedersen AJ, Ribeiro AB. Characterization of fly ash from bio and municipal waste. *Biomass Bioenergy* 2008;32:277–82.
- [31] Barbosa R, Lapa N, Boavida D, Lopes H, Gulyurtlu I, Mendes B. Co-combustion of coal and sewage sludge: chemical and ecotoxicological properties of ashes. *J Hazard Mater* 2009;170:902–9.
- [32] Linak WP, Wendt JOL. Trace metal transformation mechanisms during coal combustion. *Fuel Process Technol* 1994;39:173–98.
- [33] Opila EJ, Myers DL, Jacobson NS, Nielsen IMB, Johnson DF, Olminsky JK, Allendorf MD. Theoretical and experimental investigation of the thermochemistry of $\text{CrO}_2(\text{OH})_{2(g)}$. *J Phys Chem A* 2007;111:1971–80.
- [34] Jakob A, Stucki S, Struis RPWJ. Complete heavy metal removal from fly ash by heat treatment: influence of chlorides on evaporation rates. *Environ Sci Technol* 1996;30:3275–83.

Review

Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review

J.A. Hingston^a, C.D. Collins^a, R.J. Murphy^b, J.N. Lester^{a,*}

^a*Environmental Processes and Water Technology Research Group, T.H. Huxley School of the Environment, Earth Sciences and Engineering, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Royal School of Marines Building, London SW7 2BP, UK*

^b*Department of Biology, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London SW7 2AZ, UK*

Received 2 July 1999; accepted 18 December 1999

“Capsule”: *A review of the existing literature about the wood preservative chromated copper arsenate (CCA) indicates not enough is known about leaching of CCA from treated wood.*

Abstract

Recent studies have generated conflicting data regarding the bioaccumulation and toxicity of leachates from preservative-treated wood. Due to the scale of the wood preserving industry, timber treated with the most common preservative, chromated copper arsenate (CCA), may form a significant source of metals in the aquatic environment. The existing literature on leaching of CCA is reviewed, and the numerous factors affecting leaching rates, including pH, salinity, treatment and leaching test protocols are discussed. It is concluded from the literature that insufficient data exists regarding these effects to allow accurate quantification of leaching rates, and also highlights the need for standardised leaching protocols. © 2000 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: Copper; Chromium; Arsenic; Wood preservation; Biocides

Contents

1. Introduction.....	54
2. Wood preservative treatment.....	56
2.1. Fixation.....	56
2.2. Formulation.....	57
2.3. Wood anatomy.....	57
2.4. Preservative treatment.....	57
2.5. Loading.....	58
3. Leaching.....	58
3.1. Standard leaching protocols.....	58
3.2. Block size.....	59
3.3. Leaching media.....	59
3.3.1. Salinity.....	59
3.3.2. pH.....	60
3.3.3. Temperature.....	60
3.4. Field trials.....	60
3.5. Results of laboratory and field trials.....	61
4. Component redistribution.....	62

* Corresponding author. Tel.: +44-020-7594-6015; fax: +44-020-7594-6464.

E-mail address: j.lester@ic.ac.uk (J.N. Lester).

5. Speciation	62
6. Leaching mechanism.....	63
7. Conclusions.....	63
Acknowledgements.....	63
References	63

1. Introduction

During the development of freshwater, estuarine and marine coastlines, considerable quantities of wood are used in the construction of docks, pilings and bulkheads. Environmental pressures are increasingly inhibiting the continued use of naturally durable hardwood timbers in these structures (Eaton and Hale, 1993). However, many features of wood make it a particularly attractive building material; wood is a renewable resource, has excellent strength-to-weight properties, has a relatively low price and is easily produced (Desch and Dinwoodie, 1996). Timbers that are not naturally durable are treated with preservatives to prevent decay by wood-boring crustaceans, molluscs and fungi.

Currently, the most widely used wood preservative for timbers exposed in aquatic environments is chromated copper arsenate (CCA). CCA belongs to a group of inorganic, waterborne preservatives including chromated copper boron, ammoniacal copper arsenate, acid copper chromate, ammoniacal copper zinc arsenate and ammoniacal copper quaternary. This group has largely replaced alternative organic preservative types such as creosote, coal tars and pentachlorophenol for aquatic use, due to the environmental and human health concerns of these chemical types, as well as rising costs and declining availability of those treatments.

The metal elements in CCA are usually present in the form of oxides, and wood is industrially treated using a vacuum-pressure impregnation process according to British Standard guidelines (BSI, 1987a, b, 1989). The treatment and use of preservative-treated timber is also subject to industry and international guidelines (Environment Canada, 1988; UNEP, 1994; BWPDA, 1995; WWPDA, 1996). Three CCA formulations, referred to as types A, B and C, have been developed, although type C is now the most commercially popular (Table 1). Minimum lifespans in fresh and marine water are considered to be 30 and 15 years, respectively (BSI, 1989).

Out of the 591 million cubic feet (16.7 million m³) of wood preserved in the USA in 1996, 467 million cubic feet (13.2 million m³) (79.1%) were treated with waterborne preservative types. Approximately 144 million lbs (65.3 million kg) of CCA solution was used, while other waterborne preservatives amounted to 4.3 million lbs

Table 1
Chromated copper arsenate (CCA) formulations (oxides basis) (Cooper, 1994)

Type	CuO	CrO ₃ (%)	As ₂ O ₅
CCA-A	18.1	65.5	16.4
CCA-B	19.6	35.3	45.1
CCA-C	18.5	47.5	34.0

(1.9 million kg). Nearly 19 million board feet (5.8 million board m) of preserved timber were prepared for marine construction, of which 95% was treated with CCA (AWPI, 1997).

CCA-treated wood has been used extensively for over 60 years and its success as a building material suggests that leaching may not be a problem in terms of long-term efficacy. Wood preservation is an important industry in Europe and North America, with annual gross sales in the USA of around $\$3.91 \times 10^9$ (3.61×10^9 Euros) in 1996 (AWPI, 1997). However, recent toxicity testing studies have suggested that leaching of preservative components from wood used in aquatic situations may be harmful to the environment, particularly with the proliferation of residential docks around North American coastal waterways.

The toxicity of copper (Cu), chromium (Cr) and arsenic (As) to aquatic organisms is well recorded (Bodek et al., 1988a, b; Fleming and Trevors, 1989; Wong and Chang, 1991; Havens, 1994; Nriagu, 1994a, b; Walley et al., 1996a, b), and all are listed as priority pollutants by the United States Environmental Protection Agency (Weis et al., 1992; Weis and Weis, 1995). The reactions that take place in the wood during the fixation of CCA have a great influence on the metal species that are emitted from the wood, and the subsequent toxicity of these leachates. The toxicity of Cu, Cr and As is highly dependent on the specific form present. Cr in the +6 oxidation state is known to be carcinogenic and mutagenic, but if reduced to Cr (III), as during the CCA fixation process, it may be significantly less harmful (Sanders and Reidel, 1987). As may also be carcinogenic and mutagenic as well as teratogenic and, of the predominant oxidation states, As (V) is thought to be the more prevalent and less toxic form than As (III). Due to its chemical similarity to phosphate,

arsenate may have an elevated rate of uptake by phytoplankton (Sanders and Windom, 1980), and it has been suggested that in low phosphate marine environments, arsenate may actually be more toxic than arsenite (W.S. Atkins Environment, 1998). Although Cu is an important micronutrient, it is toxic in the free ionic state above trace levels, though it may be largely partitioned to organic material in the aquatic environment, particularly humic acids (Newell and Sanders, 1986; Fleming and Trevors, 1989; Livens, 1991; Hung et al., 1993).

Studies have been conducted exposing marine organisms to CCA-treated wood or leachate waters and deleterious effects have been shown against a range of aquatic organisms (Weis et al., 1991, 1992). Criticism of this work focused on the unrealistically high ratio between wood and water volume, which allowed the metal concentrations to build up to toxic levels (Albuquerque and Cragg, 1995a; Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998). Further work has suggested a decrease in biodiversity close to CCA-treated marine structures, and elevated levels of metal elements in benthic organisms (Weis and Weis, 1994a, b, 1995, 1996; Albuquerque and Cragg, 1995a; Wendt et al., 1996; Cragg and Eaton, 1997; Weis et al., 1998). Although Cu concentrations were found to be significantly elevated in algae growing on CCA-treated wood panels, no increase was found in fish species associated with the same panels (Weis and Weis, 1999). This suggests that trophic transfer to consumers did not occur, although it was possible that the duration of the studies was insufficient to allow accumulation in higher consumers. Similarly, Adler-Ivanbrook and Breslin (1999) found little metal accumulation in blue mussels exposed to treated wood panels in laboratory and field exposures. Again, experimental design may have influenced results, where continuous flushing of the laboratory system may have prevented bioaccumulation.

In contrast, leachates from untreated wood were shown to have a greater toxicity towards fish and invertebrates than leachates from CCA-treated wood. The adverse effects noted were thought to be due to naturally occurring extractives including aldehydes, phenols, terpinene, camphene and pinene (Baldwin et al., 1996; Taylor et al., 1996). These naturally occurring extractives may be leached out somewhat during the treatment process, or may be more strongly bound to wood as a result of complex formation during treatment.

One of the major problems is that due to inadequate understanding of long-term leaching rates, recommended preservative loading is presently set at very high levels. For example, common treated timbers such as Scots pine and Douglas fir have densities between 500 and 550 kg m⁻³ (Desch and Dinwoodie, 1996). Therefore, with a salt loading of up to 50 kg m⁻³ recommended (BSI, 1989; Eaton and Hale, 1993), the preservative may represent around 10% of the final timber weight. It is

unclear from the current literature if these levels are based on toxicity thresholds of common decay organisms, or are merely intended to account for losses expected throughout the service period. Preservatives must be persistent enough to allow protection throughout the predicted lifespan of the structure, which may be up to 30 years in fresh water conditions. The active components must be of low solubility to resist leaching, yet soluble enough to continue to be effective against organisms responsible for decay (Hegarty and Curran, 1986).

In addition to the possible environmental problems of losses of preservative components during the life of timber, disposal of timbers still retaining high levels of preservative is also of concern. In Germany and France, around 2.1–2.4 million tons of wood waste is considered dangerous (according to the European Council directive 91/689/EEC on hazardous waste). In France alone, out of 25 million CCA-treated poles, 500,000 (or 50,000 tons) are removed from service annually and must be disposed of (Helsen and Van den Bulck, 1998). Better understanding of losses in service may facilitate a reduction in initial loading, and thus alleviate the problems of disposal.

The wood preserving industry is also engaged in a considerable research and development programme to generate improved biocides. A number of these are based on Cu, with the Cr and As replaced by a triazole biocide in copper azole, or a quaternary ammonium biocide in ammoniacal copper quaternary. The novel biocides, in addition to containing Cu, will bind to wood along the same ion exchange mechanisms, so better understanding of the factors that affect CCA leaching will be of benefit in their further development.

Wood preservatives are also subject to increasingly stringent environmental legislation, particularly within the European Union where they will fall under the control of the new Biocidal Products Directive, which will come into force in the year 2000. As-containing wood preservatives have also recently been scrutinised under the Marketing and Use Directive (W.S. Atkins Environment, 1998).

Wood preservatives must be considered as part of a much wider suite of biocides. Of these, the adverse environmental effects of antifouling paint biocides containing organotin compounds have been widely reported (Gibbs et al., 1987, 1988; Clark et al., 1988). Cu remains an important active ingredient in the antifouling paint industry following legislation against the use of organotin compounds, and is also likely to remain a mainstay of the wood preserving industry in the future. Closer examination of the wood preservatives as an additional source of Cu to the aquatic environment is therefore relevant.

To enable a more realistic assessment of the possible environmental effects of CCA-treated timber accurate quantification of component leaching rates is required.

Leaching involves a number of different processes, including initial loss of surface deposits and unfixed components, penetration of water into wood and hydrolysis or dissolution of the fixed or complexed components and migration of preservative to the surface of the wood (Cooper, 1994). Aspects of the preservative treatment of wood may affect its leachability, in addition to the environment the wood is exposed to in its period of service.

A comprehensive literature review conducted for the United States Department of Agriculture provides a summary of pertinent data available up to 1995 on leaching of a number of preservative types in terrestrial and aquatic environments (Lebow, 1996). This earlier review concluded that despite the numerous laboratory studies that had been conducted, the data generated often had little applicability to in-service leaching rates. It also highlighted the need for further research to address the effects of different environmental exposures, such as fresh water, seawater and highly organic environments, and the need to monitor the overall environmental fate of leached wood preservative components.

The aims of this review are to evaluate the existing data on leaching of CCA, and the principal factors that affect leaching rates in order that releases to different aquatic environments can be predicted and risks assessed. While much of the literature reviewed concerns research conducted with CCA applications in terrestrial as well as aquatic environments, the authors have made every effort to rely upon work which has a specific aquatic focus.

2. Wood preservative treatment

2.1. Fixation

Although the fixation of CCA is still not completely understood, the process is generally defined by the reduction of hexavalent chromium. The reduction of the reactive and mobile Cr (VI) to Cr (III) is crucial in the formation of insoluble complexes in CCA-treated wood. As can be seen in Table 2, there is a direct correlation

between the level of unreacted Cr (VI) in treated wood and the leaching concentration of CCA components and complete fixation is essential to minimise leaching (Cooper et al. 1995; Walley et al., 1996b). Fixation of wood at 15°C takes around 14 days (Eaton and Hale, 1993).

The fixation of multi-component preservative types such as CCA is a complex and active process, and the components are not simply taken up through the conducting tracheid cells and deposited in the lumens of these cells (Hayes et al., 1994). Chou et al. (1973) used analytical electron microscopy techniques to demonstrate component penetration of the primary and secondary cell wall and the presence of coarse deposits of mainly Cu on cellulose microfibrils. Merkle et al. (1993) demonstrated that the highest metal concentrations were found in the porous ring tissues, and granular precipitates were observed in the tracheids. Hager (1969) demonstrated that Cu could fix to wood in the absence of a fixing agent, such as Cr.

Pizzi worked extensively on the chemistry and kinetic behaviour of CCA wood preservatives. Studies of the reactions of mixtures of metal salts with the various constituents of wood, lignin and cellulose and simple model components such as guaiacol and D (+)-glucose were conducted (Pizzi, 1981, 1982a, b, c). The reaction of Cr (VI) was considered to take place in a series of consecutive reactions, involving an initial adsorption by carbohydrates, 'in-situ' reduction and the formation of various complexation reactions such as CrAsO_4 with lignin, Cu^{2+} precipitation and complexation with lignin and cellulose and CrO_4^{2-} complexation with lignin. CCA type C was considered to have only $\pm 10\%$ of the total Cr remaining in the hexavalent form, which was totally and irreversibly bound to wood and unable to leach. Cr (III) was considered to be leachable, slowly, along with As. Later work highlighted the presence of chrome arsenates that may be weakly adsorbed or simply precipitated on wood carbohydrates or lignin (Pizzi, 1990a, b). Wood extractives have also been suggested as a potential site for CCA fixation (Pizzi et al., 1986; Ryan and Plackett, 1987; Forsyth and Morrell, 1990; Kennedy and Palmer, 1994).

Developments in the use of techniques such as electron paramagnetic resonance spectroscopy (EPR) and X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) have allowed further identification of chemical species and complexes bound to specific sites in the wood anatomy. XPS analysis, for example, has indicated increased carbon–hydrogen bonding and decreased carbon–oxygen bonding, suggesting oxidation of hydroxyl groups on cellulose or lignin and decarboxylation of carbonyl and carboxyl groups during fixation (Ruddick et al., 1993; Kaldas et al., 1998). Evolution of CO_2 resulting from this oxidation and decarboxylation as Cr is reduced has also been monitored as fixation proceeds (Porandowski et al., 1998). EPR techniques have suggested the

Table 2
Effect of chromium (Cr) fixation on chromated copper arsenate (CCA) leaching losses from red pine pole sections following 2 h simulated rainfall (Cooper et al., 1995)

% Cr fixation	Cr (VI)	Leaching ($\mu\text{g cm}^{-2}$)		
		total Cr	Cu	As
68.2	799	1499	755	120
84.1	200	376	162	96
92.6	53	71	34	4
98.2	0.1	2	4	3

presence of CuN_2O_2 complexes in amine copper-treated wood, and Cu bound to four oxygen atoms in nitrogen-free formulations, such as CCA (Hughes et al., 1994).

Although these initial reaction steps are generally well characterised, the continuing longer-term reactions, and the effects these have on the distribution of metal species is not so well understood. A general scheme for the different stages of fixation has been proposed (Table 3). The available literature pertaining to CCA fixation suggests that many wood constituents may play a role in the overall reactions. This is to be expected considering the number of potential reactive sites in wood, the tendency of Cu to adsorb strongly to organic matter in general, and the strong reducing capacity of hexavalent Cr (Lebow, 1996).

2.2. Formulation

The ratio of preservative components in CCA formulations is crucial to allow rapid and 'complete' fixation. Fahlstrom et al. (1967) found a clear relationship between the Cr:As ratio and total metal leachability, and proposed a ratio of Cr:As of 1–1.30 as optimum. Smith and Williams (1973a, b) studied a range of CCA formulations and suggested a Cr:As ratio of 1.9 or greater for maximum As fixation. As a consequence of this variation in fixation of different formulations, early leaching studies generated variable results, with As often proving to be the most leached element, presumably due to insufficient Cr available for complexation (Fahlstrom et al., 1967; Henshaw, 1979).

2.3. Wood anatomy

Since lignin is thought to be a primary site for binding of Cr complexes, an increased lignin content may result in improved treatment. Softwood species, high in lignin, are therefore often found to perform better than hardwoods

in terms of preservative treatment, and the anatomy of softwoods, with a high proportion of xylem tracheids also results in improved performance (Hayes et al., 1994).

Earlywood tracheid cells of softwood species function primarily as a means of conduction, and consequently have a higher proportion of bordered pits in the cell walls (Desch and Dinwoodie, 1996), and larger volume of lumen (Nicholas et al., 1991). Hayes et al. (1994) suggest that although earlywood is thought to be higher in lignin than latewood, which allows improved fixation, the anatomy of cells may be more important in determining fixation, and allow more rapid preservative movement and increase subsequent losses due to leaching. The distance that solutes such as CCA must diffuse will influence preservative treatment. Hardwoods are penetrated mainly via vessels, and estimated diffusion paths in these species is much longer than softwoods (Cooper and Churma, 1990). It is suspected that long diffusion times may prevent the saturation of the cell wall before the fixation reactions are completed, leading to an altered microdistribution of elements.

Variation in the preservative penetration and retention in sapwood and heartwood of identical species grown in separate areas has been observed, despite the lack of differences in size and number of growth rings, or a consistent relationship between specific gravity and retention (Taylor, 1991).

2.4. Preservative treatment

Physical parameters of the preservative process such as magnitude and duration of vacuum and pressure cycles may influence penetration and retention of preservatives. Increasing the pressure treatment period may reduce the proportion of elements on the surface of the wood, and may thus reduce leaching. Conversely, increasing the length of the vacuum stage may affect the proportion of more readily leached surface components (Cooper, 1994).

The temperature at which the treatment cycle is conducted, and post-treatment drying conditions have been shown to exert a considerable influence on fixation and leaching. Early work in the field of accelerated fixation was pioneered by Peek and Willeitner (1981, 1988). Fixation times are known to be greatly reduced when timbers are exposed to increased temperatures both during and following treatment, with fixation complete within 1 h at temperatures in excess of 85°C (Cooper and Ung, 1992; Eaton and Hale, 1993). However, Dahlgren (1975b) first observed increased leaching of Cu at elevated drying temperatures. Post-treatment drying of wood in kilns at temperatures of 60–80°C resulted in increased leaching of CCA elements compared with wood left to dry at ambient temperature (Dahlgren, 1975a; Lee et al., 1993). Initial leaching rates of Cu were approximately double from steam-fixed wood compared

Table 3
General scheme for chromated copper arsenate (CCA) fixation reactions (Murphy, 1998)

Reaction	Description	Products
Initial (minutes)	Cu^{2+} , CrO_4^{2-} adsorption to wood	Cu^{2+} /wood Cr^{6+} /wood
Main (hours/days)	Cr^{6+} reduction	CrAsO_4 Cu(OH)CrAsO_4 CuCrO_4 Cr(OH)_3 Cr^{6+} /wood complexes Cr^{3+} /wood complexes Cu^{2+} /wood complexes
Long term (weeks/months)	Fluctuating pH ?	

with naturally fixed pine, while Cr losses were substantially reduced by steam fixation (Van Eetvelde et al., 1995a, b). Rapid drying may cause redistribution of chemicals between lignin and cellulose, leading to higher proportions of leach-susceptible components, or deposition of CCA products in the cell lumens, where again they may be more accessible to leaching (Lee et al., 1993; Cooper et al., 1997). Pizzi (1983a) observed that the ratio of CCA components reacting between carbohydrates and lignin increased at increasing temperatures of the preservative solution. Hardwoods subject to accelerated fixation have been shown to be more susceptible to biological decay and the possible causes were postulated to be due to altered Cu complexation that made it less available as a toxicant. Alternatively the diffusion of components to the susceptible cell wall areas may not be able to occur when reaction rates are increased by accelerated fixation, and therefore the microdistribution of CCA may be affected (Preston and McKaig, 1983).

2.5. Loading

Increasing the concentration of the treatment solution has been suggested to increase the rate of fixation and to affect the binding of Cr complexes in favour of lignin, possibly due to the lower pH (Pizzi, 1983b). Conversely, increasing treatment concentrations was observed to lengthen the time period for initial fixation reactions to occur (Dahlgren, 1975a, b). However, in the conditions typically used commercially, solution concentration and retention does not seem to have a major influence on fixation rate (Pizzi, 1983b; Cooper and Ung, 1992).

Preservative loading will affect the absolute concentration of elements leached and the percentage of total leached, although the exact relationship between preservative loading or retention and leaching is not clear (Cooper, 1994; Albuquerque and Cragg, 1995a, b; Albuquerque et al., 1996). Fahlstrom et al. (1967) suggested the effect of retention on leaching was dependent on preservative composition, with percentage leaching decreasing with increasing retention in As-rich formulations. In Cr-rich formulations, leaching increased with retention. Proportional losses have been found to decrease at increased loadings (Archer and Preston, 1994; Hayes et al., 1994). Following 85 months exposure in the marine environment, percentage losses were 52 and 44% from pine-treated to retentions of 24 and 48 mg kg⁻³, respectively. The reduced leaching was suggested to be due to increased total Cr concentrations in the system available to fix the remaining metal elements (Archer and Preston, 1994). However, other workers have shown increased leaching with increasing retentions (Hager, 1969; Irvine et al., 1972; Albuquerque et al., 1996). Breslin and Adler-Ivanbrook (1998) observed that long-term Cu and Cr leaching rates were highest in

CCA-treated wood with retention levels >35 kg m⁻³, whereas long-term As leaching rates were increased in wood with retention levels <35 kg m⁻³. These observations may possibly be explained due to competition for binding sites between Cu and Cr, and the role of Cr in the fixation of As.

3. Leaching

There has been a considerable amount of literature published concerning leaching of CCA wood preservatives in aquatic environments. However, the focus of much of the early work has been on monitoring leaching in terms of the durability of wood and the ability of treated timbers to withstand biological decay, rather than quantify releases to, and effects on, the marine environment (Fahlstrom et al., 1967; Hager, 1969; Cherian et al., 1979; Johnson, 1982; Eaton, 1989; Green et al., 1989). Although it is clear that large amounts of preservative do remain in properly fixed wood after prolonged exposure, due to the high loading even small percentage losses may be environmentally significant due to the high toxicity of the components.

3.1. Standard leaching protocols

A number of standard protocols exist for conducting laboratory leaching studies (AWPA, 1983; ANS, 1986; BSI, 1994, 1997). For example, ENV. 1250:2 (BSI, 1994) recommends immersing five end-sealed test blocks (50×25×15 mm) in 500 ml of water or synthetic seawater, and stirring at 20°C, for six leaching periods of increasing duration up to 48 h. Researchers have either followed one of these standard protocols or designed original leaching trials using a range of different parameters, but few studies have been conducted using identical parameters and protocols, making direct comparison of results difficult. Willeitner and Peek (1998) briefly reviewed standard test methods for measuring environmental inputs of waste and other material by leaching and propose general requirements necessary for leaching studies with wood preservatives. Recommendations for the harmonisation toward a single protocol have been made, with modification of the biological efficacy testing protocol B.S. EN. 84 (BSI, 1997) suggested as being the most appropriate (Van Eetvelde et al., 1998; Wegen et al., 1998). The principal advantage of B.S. EN. 84 appears to be the incorporation of a water impregnation stage, where test blocks are immersed in water and maintained in a vacuum desiccator for 2 h prior to leaching. This may therefore represent the most severe leaching test of all available protocols. Potential drawbacks of this approach are the inability to end-seal test blocks, the use of static water conditions, and the lack of a rigid sampling regime.

ENV. 1250:2 (BSI, 1994) recommends an intermediate drying period of 16 h during the test to simulate natural drying of wood exposed to tidal regimes.

Although these protocols may be regarded to be relatively simple, and therefore easily repeatable, results do not necessarily give an accurate estimation of losses from commercial size timber. This is due to differences in size, physical stresses and environmental conditions. A number of researchers highlight the important point that laboratory results should not be used to interpret losses from commercial size timber, but should only be used as a comparison between preservative types (Cooper, 1994; Albuquerque et al., 1996). However, there is continued reliance on laboratory-based data to make judgements on the acceptability of wood preservatives. Agreement to adopt a single recognised protocol for all leaching studies would certainly aid comparison of laboratory-based data in the future. For the purposes of reducing inter-laboratory variation the methodology of such a single protocol should be kept as simple as possible. One important facet of any leaching protocol is that sampling should be conducted at sufficiently regular intervals to allow quantification of the decline in leaching rates during the early period of exposure. It is also important that the tests are of sufficient duration in order that the longer-term leaching rates be accurately quantified. End-sealing of test blocks will help minimise the effects of high leaching rates from timber end-grains, which may form a significant proportion of standard test blocks. Simulation of water motion and tidal movements, by incorporation of stirring devices and daily drying periods may also be important parameters in any leaching protocol.

Despite a considerable amount of literature available, the leaching rates of common preservative types, such as CCA, from commercial size timber remain poorly defined. The existing literature has indicated that a number of factors may influence the leaching rate of wood preservatives, including pH, salinity, block size and wood surface exposed. These are reviewed below.

3.2. Block size

The size of wooden block used during laboratory leaching trials appears to have a major influence on the leaching rates obtained. The relatively large surface area-to-volume ratio of the typical small sample blocks used in most laboratory studies allows proportionately more wood available for leaching, and distances components must diffuse decreases (Cooper, 1994).

Significant reductions in leaching rates of all CCA elements were observed with a decrease in surface area-to-volume ratio (Hayes et al., 1994), although the exact relationship has not been fully characterised. Attempts have been made to model the three-dimensional transport of organic wood preservatives, taking into account

the differential diffusivities of the wood surfaces (Haloui and Vergnaud, 1995, 1997). One trial has attempted to conduct a laboratory study with more realistic timber dimensions, with a pile 250 mm in diameter and 1200 mm long, although sampling did not allow full characterisation of leaching rates (Baldwin et al., 1996).

The proportion of the three wood surfaces exposed may also affect leaching rates. Losses within 24 h have been shown to be greatest from the radial and tangential surface, although long-term leaching was greatest from the end-grain (Orsler and Holland, 1993). End-grain penetration has been shown to be 40 times greater than lateral penetration and may greatly influence leaching rate (Morgan and Purslow, 1973). In commodity size timber, end-grain may represent only a small percentage of exposed surfaces, but may form a significant proportion of standard test blocks. This may lead to laboratory studies grossly overestimating leaching rates (Archer and Preston, 1994; Cooper, 1994; Albuquerque and Cragg, 1995a). However, the advantage of using relatively small blocks, apart from ease of manipulation and relatively high percentage losses, includes the homogeneity of the sample and consistent preservative loading throughout the sample. With increasing size of timber, the heterogeneity of the sample increases, increasing variation in preservative loading. Variations in heartwood and sapwood can significantly alter loading. For example, in wood treated to a specified level of 40.7 kg m^{-3} , outer 1.3 cm sample retention levels ranged from 4.5 to 64 kg m^{-3} (Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998). Clearly this magnitude of variation may obscure losses due to leaching. The use of end-matched sections in leaching trials has been recommended to reduce such variability (Rak and Clarke, 1974; Albuquerque et al., 1996).

3.3. Leaching media

A number of features of the leaching media are important in determining leaching rates, particularly salinity and pH. Attention has also been drawn to the importance of the volume of leaching water used, particularly in toxicity studies, where a high wood:water volume ratio allowed toxic concentrations of metals to build up (Weis et al., 1991; Albuquerque and Cragg, 1995a). It is possible that a high wood:water volume ratio, or insufficient replacement of leaching waters may inhibit diffusion of elements into water (Brooks, 1997; Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998). Van Eetvelde et al. (1995a, b) quote a wood:water volume ratio of 1–5, as recommended in a Dutch government standard for simulating releases from building materials.

3.3.1. Salinity

Scots pine and beech sapwood blocks treated with CCA were exposed in cooling towers receiving water

from fresh water, sewage effluent and marine sources with results indicating increased loss of Cu and Cr with increasing conductivity of the surrounding waters (Irvine et al., 1972). Solutions of higher ionic strength have been shown to leach greater concentrations of CCA, although in the salinity range from 0 to 24‰ no increase in Cu loss was observed. It has been suggested that at low salinities, NaCl has a coagulating effect on the crystallite Cu fixation complexes increasing surface area and decreasing solubility, whilst at salinities above 24‰ the increased formation of complexes between chloride and Cu may explain the increased leaching (Irvine and Dahlgren, 1976). Pine sapwood treated with CCA and leached with varying strengths of salt solutions (CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ or $\text{K}_2\text{HPO}_4/\text{KH}_2\text{PO}_4$ at 0.03–1.00 M) resulted in increased Cu leaching compared with deionised water controls, and leaching rates increased with salt solution concentration (Plackett, 1984).

3.3.2. pH

Studies investigating the effects of solution pH on preservative loss were conducted using water buffered with sodium hydroxide and citric acid. This study indicated very high leaching rates at low pHs, with losses of Cu of up to 100% at pH 4.5 (Warner and Solomon, 1990). Leaching in dilute sulphuric acid solutions was reduced by up to a factor of 5, and Cooper (1991) later demonstrated that the high losses were due to the use of the citric acid buffer. The carboxylate group of the citric acid acted as a bidentate ligand that bonded with metal ions, forming water-soluble complexes. When pH of solutions was adjusted using a mineral acid with no such chelating properties, no consistent effect on leaching was observed at pH 3.5–5.5. Publication of the initial work resulted in considerable media interest, amid raised concerns over the environmental effects of wood preservative leachates (Cooper, 1990). Van Eetvelde et al. (1995a, b) observed maximum leaching of Cr and As under neutral conditions, with initial losses of Cu increasing with higher acidity. The influence of increased acidity is explained due to the role of the additional hydrogen ions acting in the acid-ion-exchange reactions at the acid adsorption points on wood cell walls (Van Eetvelde et al., 1998). Results of typical leaching trials investigating effects of pH are shown in Table 4.

3.3.3. Temperature

Effects of temperature have also been investigated. Leaching of Cu, Cr and As has been shown to be reduced at lower temperatures, with leaching of Cr at 20°C reported to be $0.119 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ compared with $0.079 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ at 8°C (Van Eetvelde et al., 1995a), although one study has indicated decreased flux of As at 20°C compared with leaching at 4°C (Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998).

Table 4

Effects of pH on leaching of copper from chromated copper arsenate (CCA)-treated wood

pH	Percentage leached	Duration	Reference
3.5	3.4	13 days	Cooper (1991)
4.5	2.8		
5.5	2.6		
4.0	4.1	79 hours	Van Eetvelde et al. (1995b)
5.5	3.4		
7.0	2.3		
8.5	1.9		
2.5	145 ^a	40 days	Warner and Solomon (1990)
3.5	75		
4.5	21		

^a Values represent a single replicate, and the percentage loss reported is thought to be an artefact of block-to-block variation and underestimation of initial loading.

3.4. Field trials

A number of field trials have been instigated to better quantify the losses of wood preservatives under more realistic environmental conditions. In long-term marine field trials, CCA-treated pine leached as much as 25% of total active ingredients within 6 months, with total losses only rising to 52% after 85 months (Archer and Preston, 1994). Hayes et al. (1994) also observed losses of Cu from pine submerged in coastal waters occurred most within the first 12 weeks of a 72-week leaching trial. Work on toxicity of leachates indicated a reduction in toxicity of wood used in subsequent trials, suggesting reduced leaching with time (Weis et al., 1991, 1992). Field trials testing the durability of different CCA-treated timbers indicated that the average leaching rates of CCA were 1.8–17.3%, and that those with the highest leaching rates had the minimum lifespan (Cherian et al., 1979).

One of the problems with field trials is that monitoring of leaching is conducted by measuring preservative concentrations remaining in wood after a set period of submergence rather than measuring element concentrations in leaching solutions. Even small variations in the high loading concentrations can obscure trends in losses of preservatives and this has led to apparent negative leaching rates in some studies (Hayes et al., 1994; Albuquerque et al., 1996). Calculation of variation in the As:Cr and Cu:Cr ratio has been used to assess changes in wood recovered from a bulkhead after 13 years exposure (Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998). This is based on the assumption that Cr is leached the least. A 53% decrease in both ratios was observed in sections of timber removed from an area that was constantly submerged. Only a 5–7% decrease was seen in samples from wood submerged in sediment. This suggests that even though the sediment may be saturated,

the wood was not subject to the constant flushing required to elicit leaching.

Test blocks in the field may be exposed to a more severe leaching environment than in the laboratory due to increased physical stresses leading to abrasion and cracking, and borer attack may increase the surface area available for leaching (Merkle et al., 1993). Due to the effect of pH on leaching rates, it has been postulated that high concentrations of humic acids in surface waters may increase leaching (Cooper, 1994). The growth of fouling organisms on the surface of wood in the field has been considered a possible cause of reduced leaching rates (Hayes et al., 1994). Periodic wetting and drying of CCA-treated wood in seawater, as in tidal flux, has been shown to result in surface separation of tracheids, possibly due to the formation of salt crystals as water evaporates (Johnson et al., 1992) and may result in increased losses of preservative.

3.5. Results of laboratory and field trials

Although direct comparison of results from laboratory and fieldwork is difficult, due to the varying effects of numerous parameters, particularly wood species, loading and environmental conditions, two clear points emerge from the available literature.

Firstly, it is clear that leaching of individual metal elements is not proportional to concentrations in the original formulation. Although Cr losses with some formulations exceed losses of Cu and As (Fahlstrom et al., 1967; Irvine et al., 1972; Hegarty and Curran, 1986), studies with more modern formulations, such as CCA type C, tend to show that Cu and As are lost to the greatest degree, despite being present in the smallest proportions. Total losses released following 28 days exposure in seawater were 530 mg m⁻² for Cu, 56.2 mg

m⁻² for As, and total Cr loss was equivalent to background concentrations (Baldwin et al., 1996). Following 21 days exposure in seawater, leaching rates for Cu and As were approximately 1 µg cm⁻² day⁻¹ and only 0.01 µg cm⁻² day⁻¹ for Cr (Merkle et al., 1993). In tests with 0.5 g of wood shavings, the increased surface area led to losses of 2060 µg l⁻¹ Cu, 720 µg l⁻¹ As and 870 µg l⁻¹ Cr following submergence for 8 weeks in 50 ml of artificial seawater (Weis et al., 1991).

Studies have also indicated that leaching rates of all metal components are highest initially, and decrease significantly over time. Leaching rates of a variety of CCA formulations were observed to decrease to around one-fifth to one-tenth of initial values within 18 h, and down to one-hundredth within 48 h (Fahlstrom et al., 1967). Breslin and Adler-Ivanbrook (1998) calculated 90-day fluxes for a number of previous studies, and Table 5 shows that though these were consistent for Cu, more variability was seen with As and Cr.

Rates of Cu loss were similarly seen to decrease from 3.6 µg cm⁻² day⁻¹ down to 1.4 µg cm⁻² day⁻¹ after 6 months, with As rates lower, and Cr leaching to the smallest degree (Albuquerque et al., 1996). Of potentially environmental significance was the reported slower decline in flux of As compared to Cu and Cr (Hayes et al., 1994; Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998).

In a spreadsheet-based computer model developed to predict Cu concentrations leached from CCA-treated marine structures, based on the results of Putt (1993), non-linear regression techniques were used to produce an equation to describe the decrease in Cu leaching with time:

$$\text{Cu loss } (\mu\text{g cm}^{-2} \text{ day}^{-1}) = 3.566e^{-0.048 \times \text{time}(\text{day})}, \quad (1)$$

under Eq. (1), Cu leaching rates are reduced to 24% of initial rates within 30 days, and to 1% after 90 days

Table 5
Leaching flux of copper, chromium and arsenic (after Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998)

Element	Calculated 12-h flux (µg cm ⁻² day ⁻¹)	Calculated 90-day flux (µg cm ⁻² day ⁻¹)
<i>Copper</i>		
(Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998)	5.7–17.8	0.08–1.4
(Putt, 1993)	7.6	0.8
(Weis et al., 1991)	41.3	0.3
(Merkle et al., 1993)	4.3–5.6	0.5–0.6
<i>Chromium</i>		
(Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998)	0.2–1.0	0.004–0.04
(Putt, 1993)	1.5	0.01
(Weis et al., 1991)	0.08	0.0003
(Merkle et al., 1993)	0.03–0.1	0.003–0.006
<i>Arsenic</i>		
(Breslin and Adler-Ivanbrook, 1998)	0.1–3.9	0.04–0.2
(Putt, 1993)	6.9	0.2
(Weis et al., 1991)	0.4	0.001
(Merkle et al., 1993)	3.3–8.2	0.4–0.5

(Brooks, 1996, 1997). It is interesting to note that even though this work takes a relatively conservative approach, Cu concentrations are predicted to exceed marine water quality standards only in very poorly flushed aquatic environments, or where the surface area of the surrounding water body is less than 259 times the surface area of exposed wood.

4. Component redistribution

Work has also been done to try to quantify movement of individual components within the wood during leaching trials. Cu concentrations were observed to increase significantly in the peripheral zones, with large-scale depletion from the inner sections, in long-term trials with marine piles in New Zealand (McQuire, 1976). Similarly, although loss of Cu was greater from the outer zone after just 6 months marine exposure, between 12 and 85 months exposure losses were much greater from the inner zone compared with peripheral zones (outer 8 mm) (Archer and Preston, 1994). Further evidence of redistribution of Cu at the surfaces of CCA-treated wood has been observed, and it has been proposed that treated stakes in seawater may behave as chemical cells and that redistribution be caused electrolytically (Shelver et al., 1992). The phenomenon of transverse movement of Cu ions through wood cell walls has implications for leaching mechanisms, as well as efficacy of treated timber, where redistribution may leave sections of wood vulnerable to decay.

5. Speciation

Although considerable information exists on speciation of the individual elements in CCA, there is little

research specific to CCA leachates (Albuquerque and Cragg, 1995a). It is not clear if metals are leached as individual elements, as Cu or Cr arsenates, as inorganic complexes or possibly even as organometallic complexes bound to water-soluble wood extractives (Lebow, 1996).

Baldwin et al. (1996) studied partitioning of metals to sediment during laboratory leaching trials with marine piles, and found that Cu bound to both low and high organic carbon sediment to the same degree, and did not desorb to the overlying waters. Cr exhibited minimal adsorption to a high organic carbon sediment only, and As was found in all cases in the interstitial or overlying waters. Speciation into oxidation states was not possible due to low concentrations.

Some workers have speculated as to the possible mobile species that may be subject to leaching from treated wood. These may include soluble Cu hydroxide ions, CrO_3 , HCrO_4^- or CrAsO_4 , although little data was provided to support this (Hayes et al., 1994). Pizzi (1982c) suggested that of the forms of Cu present in CCA-treated wood, CuSO_4 physically adsorbed by the various wood constituents was the likely leachable component.

Analysis of the valence state of As on treated wood has been more widely conducted due to human health concerns. Water-soluble arsenite on the surface of wood was measured and found to be relatively constant at 3–4 $\mu\text{g } 100 \text{ cm}^{-2}$, or about 3% of total As in treated wood. Arsenite is inversely proportional to Cr (VI) concentration, indicating that Cr (VI) may oxidise any arsenite in the CCA mixture (Woolson and Gjovik, 1981). Further speciation analysis of preserved wood from commercial supplies indicated no trivalent As to be present, but that up to 20% of the Cr was present in the hexavalent form, suggesting that fixation may not be complete in impregnated timber available on the market (Nygren and Nilsson, 1993).

Table 6

General scheme for leaching of chromated copper arsenate (CCA) from treated timber in aquatic environments

Reaction	Description	Reference	Principal factors affecting rate
Initial (hours)	Loss of surface deposits	Cooper (1994)	Surface area
Mid term (days/weeks)	Capillary absorption and diffusion of H_2O into wood and loss of unfixed components	Cooper (1994)	Timber type
	Solvation of crystallite CCA fixation products (particularly copper)	Chou et al. (1973)	Degree of fixation
	Formation of soluble complexes of copper and chromium with chloride and hydroxide ions	Merkle et al. (1993)	Post-treatment handling
	Disassociation of complexes merely precipitated in lumen of tracheid cells rather than chemically bound to wood carbohydrate or lignin	Hegarty and Curran (1986)	Volume of wood
Long term (months/years)	Reversible disassociation of ion-exchanged metals, redistribution to surface and loss	Irvine and Dahlgren (1976)	Salinity
		Breslin and Adler-Ivanbrook (1998)	pH
	Physical or biological decay of timber		Hazard category

6. Leaching mechanism

Just as a general scheme for the fixation of CCA has been developed (Table 3) it is possible to propose a similar scheme to describe the possible leaching mechanism, based on the published literature (Table 6). The principal factors likely to affect each reaction stage are also included.

The mid-term solvation of crystallite forms of Cu may explain the relatively high leaching rate for this element compared with the other metals. The longer-term reactions and redistribution of elements may take place according to the electrolytic cell hypothesis proposed by Shelper et al. (1992).

7. Conclusions

Aspects of both the preservative treatment of wood and the environmental conditions the wood is exposed to may affect its leachability. Factors such as preservative formulation, fixation temperature, post-treatment handling, timber dimensions and leaching media pH, salinity and temperature have been shown to affect leaching rates. However, more rigorous examination of these factors is required if accurate prediction of in-service leaching rates is to be made based solely on results of laboratory studies. Although the fixation reactions greatly reduce leaching, measurable quantities of Cu, As and Cr can be found in leaching solutions from properly treated wood. The toxicity of these leachates will be largely dependent on the speciation of the individual metal elements. In addition, removal of metals from the aqueous phase through partitioning to sediments and dilution by water movements may moderate toxicity.

Examination of the existing information suggests that a number of other areas are worthy of further research in order to gain a more realistic assessment of the risks posed by the use of preservative-treated timber in aquatic environments:

1. establishment of a single laboratory leaching protocol to enable meaningful comparison of all laboratory work conducted in the future; the need for standardisation is increasingly pertinent in light of the forthcoming Biocidal Products Directive;
2. better quantification of effects of surface area: volume ratio and total sample size on leaching rates in order that models may be developed to allow extrapolation of leaching rate data generated from standard laboratory protocols to wood with commercial use dimensions;
3. field trials in both saline and freshwater environments to evaluate losses in-service to allow further

refinement of laboratory-based data to losses expected from real environmental exposures;

4. speciation analysis of leached components to determine if metals are lost as individual elements, metal complexes, or bound to inorganic or organic ligands; this will allow further refinement of risk assessments since the toxicities of CCA components, particularly Cr and As, are greatly influenced by valence state;
5. examination of other environmental factors likely to influence leaching rates, including Redox conditions, presence of organic acids in natural waters and growth of fouling communities on timber surfaces; and
6. examination of the long-term fixation reactions, particularly the equilibrium dynamics between Cr (VI) and Cr (III) which may strongly influence leaching over the lifetime of preserved timbers.

In addition, equally rigorous examination of the potential alternative biocides should be made before any further regulatory action against CCA can be recommended.

Acknowledgements

One of the authors (J.A.H.) is grateful to the Natural Environment Research Council for partial funding of a CASE studentship in association with Laporte Industries.

References

- Adler-Ivanbrook, L., Breslin, V.T., 1999. Accumulation of copper, chromium, and arsenic in blue mussels (*Mytilus edulis*) from laboratory and field exposures to wood treated with chromated copper arsenic type C. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 213–221.
- Albuquerque, R.M., Cragg, S.M., 1995a. Evaluation of Impact of CCA-Treated Wood on the Marine Environment (IRG/WP 95-50040). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Albuquerque, R.M., Cragg, S.M., 1995b. Fouling Organisms as Indicators of the Environmental Impact of Marine Preservative Treated Wood (IRG/WP 95-50063). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Albuquerque, R.M., Cragg, S.M., Icely, J.D., 1996. Leaching of CCA Treated Wood Submerged in Seawater: Effects of High Loadings, and a Comparison Between Laboratory and Marine Conditions (IRG/WP 96-50080). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- ANS, 1986. Measurement of the Leachability of Solidified Low-level Radioactive Waste by a Short Term Test Procedure (ANSI/ANS 16.1). American Nuclear Society, La Grange Park, IL, USA.
- Archer, K., Preston, A., 1994. Depletion of Wood Preservatives After Four Years' Marine Exposure in Mt. Maunganui Harbour, NZ (IRG/WP94-50036). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.

- AWPA, 1983. Standard M-10. Testing wood preservatives by laboratory soil block cultures. In: Book of Standards. American Wood Preservers Association, Washington, DC.
- AWPI, 1997. The 1996 Wood Preserving Industry Production Statistical Report. American Wood Preservers Institute, Virginia.
- Baldwin, W.J., Pasek, E.A., Osborne, P.D., 1996. Sediment toxicity study of CCA-C treated marine piles. *Forest Products Journal* 46, 42–50.
- Bodek, I., Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblatt, D.H. (Eds.) 1988a. Arsenic, Chapter 7.2, Environmental Inorganic Chemistry Properties, Processes, and Estimation Methods (SETAC special publications service). Pergamon Press, New York pp. 7.2-1–7.2-10.
- Bodek, I., Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblatt, D.H. (Eds.) 1988b. Chromium, Chapter 7.6, Environmental Inorganic Chemistry. Properties, Processes, and Estimation Methods (SETAC special publications service). Pergamon Press, New York pp. 7.6-1–7.6-12.
- Breslin, V.T., Adler-Ivanbrook, L., 1998. Release of copper, chromium and arsenic from CCA-C treated lumber in estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 46, 111–125.
- Brooks, K.M., 1996. Evaluating the environmental risks associated with the use of chromated copper arsenate-treated wood products in aquatic environments. *Estuaries* 19, 296–305.
- Brooks, K.M., 1997. Literature Review and Assessment of the Environmental Risks Associated with the Use of CCA Treated Wood Products in Aquatic Environments. Prepared for Western Wood Preservers Institute, Vancouver, WA.
- BSI, 1987a. B.S. 4072. Wood Preservation by Means of Copper/Chromium/Arsenic Compositions. Part 1: Specifications for Preservatives. British Standards Institution, London.
- BSI, 1987b. B.S. 4072. Wood Preservation by Means of Copper/Chromium/Arsenic Compositions. Part 2: Methods for Timber Treatment. British Standards Institution, London.
- BSI, 1989. B.S. 5589. British Standard Code of Practice for Preservation of Timber. British Standards Institution, London.
- BSI, 1994. ENV. 1250:2. Wood Preservatives — Methods of Measuring Losses of Active Ingredients and Other Preservative Ingredients From Treated Timber — Part 2: Laboratory Method for Obtaining Samples for Analysis to Measure Losses by Leaching into Water or Synthetic Seawater. British Standards Institution, London.
- BSI, 1997. B.S. EN. 84. Wood Preservative Accelerated Ageing of Treated Wood Prior to Biological Testing. Part 2: Leaching Procedure. British Standards Institution, London.
- BWPDA, 1995. Code of Practice for the Safe Design and Operation of Timber Treatment Plants. British Wood Preserving and Damp-proofing Association, London.
- Cherian, P.V., Sharma, M.N., Cherian, C.J., 1979. A study on the leaching of copper–chrome–arsenic (CCA) from some common Indian timbers tested in Cochin harbour waters. *Journal of the Indian Academy of Wood Science* 10, 31–34.
- Chou, C.K., Chandler, J.A., Preston, R.D., 1973. Microdistribution of metal elements in wood impregnated with a copper–chrome–arsenic preservative as determined by analytical electron microscopy. *Wood Science and Technology* 7, 151–160.
- Clark, E.A., Sterritt, M.R., Lester, J.N., 1988. The fate of tributyltin in the aquatic environment. *Environmental Science and Technology* 22, 600–604.
- Cooper, P.A., 1990. An Example of Media Response to Perceived Environmental Problems with CCA-treated Wood (IRG/WP/3564). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Cooper, P.A., 1991. Leaching of CCA from treated wood: pH effects. *Forest Products Journal* 41, 30–32.
- Cooper, P.A., 1994. Leaching of CCA: is it a problem? In: Environmental Considerations in the Manufacture, Use and Disposal of Pressure-Treated Wood. Forest Products Society, Madison, WI, USA.
- Cooper, P.A., Churma, R., 1990. Estimating diffusion path length in treated wood. *Forest Products Journal* 40, 61–63.
- Cooper, P.A., Ung, Y.T., 1992. Accelerated fixation of CCA-treated poles. *Forest Products Journal* 42, 27–32.
- Cooper, P.A., ManVicar, R., Ung, Y.T., 1995. Relating CCA Fixation to Leaching of CCA Components from Treated Products (IRG/WP/50045). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Cooper, P.A., Ung, Y.T., Kamden, P.D., 1997. Fixation and leaching of red maple (*Acer rubrum* L.) treated with CCA-C. *Forest Products Journal* 47, 70–74.
- Cragg, S.M., Eaton, R.A., 1997. Evaluation of creosote fortified with synthetic pyrethroids as wood preservatives for use in the sea. II. Effects on wood-degrading micro-organisms and fouling invertebrates. *Material and Organismen* 31, 197.
- Dahlgren, S.-E., 1975a. Kinetics and mechanism of fixation of Cu–Cr–As wood preservatives. Part V. Effect of wood species and preservative composition on the leaching during storage. *Holz-forschung* 29, 84–89.
- Dahlgren, S.-E., 1975b. Kinetics and mechanism of fixation of Cu–Cr–As wood preservatives. Part VI. The length of the primary fixation period. *Holz-forschung* 29, 130–134.
- Desch, H.E., Dinwoodie, J.M., 1996. Timber Structure, Properties, Conversion and Use. Macmillan Press, London.
- Eaton, R., 1989. An international collaborative marine trial to investigate the effect of timber substrate on the efficacy of CCA and CCB wood preservatives. *Material and Organismen* 24, 51.
- Eaton, R.A., Hale, M.D.C., 1993. Wood: Decay, Pests, and Protection. Chapman and Hall, London.
- Environment Canada, 1988. Chromated Copper Arsenate (CCA) Wood Preservation Facilities: Recommendations for Design and Operation. Environment Canada, Ottawa, Ontario.
- Fahlstrom, G.B., Gunning, P.E., Carlson, J.A., 1967. Copper–chrome–arsenate wood preservatives: a study of the influence of composition on teachability. *Forest Products Journal* 17, 17–22.
- Fleming, C.A., Trevors, J.T., 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution* 44, 143–158.
- Forsyth, P.G., Morrell, J.J., 1990. Hexavalent chromium reduction on CCA treated sawdust. *Forest Products Laboratory* 40, 48–50.
- Gibbs, P.E., Pascoe, P.L., Burt, G.R., 1988. Sex change in the female dog whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom* 68, 715–731.
- Gibbs, P.E., Bryan, G.W., Pascoe, P.L., Burt, G.R., 1987. The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *Journal of the Marine Association of the United Kingdom* 67, 507–523.
- Green, C.A., Smith, G.M., King, B., 1989. The effects of aqueous leaching on the moisture uptake and decay of CCA-treated wood exposed to soil burial. *Material und Organismen* 24, 193–205.
- Hager, B., 1969. Leaching tests on copper–chromium–arsenic preservatives. *Forest Products Journal* 19, 21–26.
- Haloui, A., Vergnaud, J.M., 1995. Modelling the process of release of a chemical from wood in finite volumes of water in succession. *Wood Science and Technology* 29, 77–85.
- Haloui, A., Vergnaud, J.M., 1997. Study of the release in water of chemicals used for wood preservation. Effect of wood dimensions. *Wood Science and Technology* 31, 51–62.
- Havens, K.E., 1994. Structural and functional-responses of a freshwater plankton community to acute copper stress. *Environmental Pollution* 86, 259–266.
- Hayes, C., Curran, P.M.T., Hynes, M.J., 1994. Preservative leaching from softwoods submerged in Irish Coastal waters as measured by atomic-absorption spectrophotometry. *Holz-forschung* 48, 463–473.
- Hegarty, B.M., Curran, P.M.T., 1986. Biodeterioration and micro-distribution of copper–chrome–arsenic (CCA) in wood submerged in Irish coastal waters. *Journal of the Institute of Wood Science* 10, 245–253.

- Helsen, L., Van den Bulck, F., 1998. The microdistribution of copper, chromium and arsenic in CCA treated wood and its pyrolysis residue using energy dispersive x-ray analysis in scanning electron microscopy. *Holzforchung* 52, 607–614.
- Henshaw, B., 1979. Fixation of copper, chromium and arsenic in softwoods and hardwoods. *International Biodeterioration Bulletin* 15, 66–73.
- Hughes, A.S., Murphy, R.J., Gibson, J.F., Cornfield, J.A., 1994. Electron-paramagnetic-resonance (EPR) spectroscopic analysis of copper-based preservatives in *Pinus-Sylvestris*. *Holzforchung* 48, 91–98.
- Hung, T.-C., Meng, P.-J., Wu, S.-J., 1993. Species of copper and zinc in sediments collected from the Antarctic Ocean and the Taiwan Erhjin Chi coastal area. *Environmental Pollution* 80, 223–230.
- Irvine, J., Dahlgren, S.-E., 1976. The mechanism of leaching of copper–chromium–arsenic preservatives in saline waters. *Holzforchung* 30, 44–50.
- Irvine, J., Eaton, R.A., Jones, E.B.G., 1972. The effect of water of different ionic composition on the leaching of a water borne preservative from timber placed in cooling towers and in the sea. *Material und Organismen* 7, 45–71.
- Johnson, B.R., 1982. A look at creosote versus chromated copper arsenate salts as wood preservatives for the marine environment. *Industrial and Engineering Chemistry Product Research and Development* 21, 704–705.
- Johnson, B.R., Ibach, R.E., Baker, A.J., 1992. Effect of salt water evaporation on tracheid separation from wood surfaces. *Forest Products Journal* 42, 57–59.
- Kaldas, M.L., Cooper, P.A., Sodhi, R., 1998. Oxidation of wood components during chromated copper arsenate (CCA-C) fixation. *Journal of Wood Chemistry and Technology* 18, 53–67.
- Kennedy, M.J., Palmer, G., 1994. Leaching of Copper, Chromium, and Arsenic from CCA-treated Slash Pine Heartwood (IRG/WP94-50020). The International Research Group on Wood Preservation.
- Lebow, S., 1996. Leaching of Wood Preservative Components and their Mobility in the Environment. Summary of Pertinent Literature. United States Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, WI.
- Lee, A.W.C., Grafton, J.C., Tainter, F.H., 1993. Effect of rapid redrying shortly after treatment on leachability of CCA-treated southern pine. *Forest Products Journal* 43, 37–40.
- Livens, F.R., 1991. Chemical reactions of metals with humic material. *Environmental Pollution* 70, 183–208.
- McQuire, A.J., 1976. The Performance of Preservative Treated Marine Piles in New Zealand. Sixth Conference of Harbour Engineers, Auckland, New Zealand.
- Merkle, P., Gallagher, D.L., Soldberg, T.N., 1993. Leaching rates, metals distribution and chemistry of CCA treated lumber: implications for water quality monitoring. In: Forest Product Society's Symposium, Environmental Considerations in the Use of Pressure Treated Wood. Forest Products Society, Madison, WI, pp. 69–78.
- Morgan, J.W.W., Pursiow, D.F., 1973. Physical and chemical aspects of preservative treatment by non-pressure methods. *Holzforchung* 27, 153–159.
- Murphy, R., 1998. Chromium in Timber Preservation. The Chromium File, from the International Chromium Development Association.
- Newell, A.D., Sanders, J.G., 1986. Relative copper binding capacities of dissolved organic compounds in a coastal-plain estuary. *Environmental Science and Technology* 20, 817–821.
- Nicholas, D.D., Williams, A.D., Preston, A.F., Zhang, S., 1991. Distribution and permanency of DDAC in southern pine sapwood treated by the full cell process. *Forest Products Journal* 41, 41–45.
- Nriagu, J.O., 1994a. Arsenic in the Environment. Part I. Cycling and Characterization. John Wiley, New York.
- Nriagu, J.O., 1994b. Arsenic in the Environment. Part II. Human Health and Ecosystem Effects. John Wiley, New York.
- Nygren, O., Nilsson, C.A., 1993. Determination and speciation of chromium, copper and arsenic in wood and dust from CCA-impregnated timber. *Analisis* 21, 83–89.
- Orsler, R.J., Holland, G.E., 1993. Assessment of Losses of Wood Preservatives from Treated Wood by Leaching into the Environment. 2nd International Symposium on Wood Preservation, Cannes-Mandelieu, France.
- Peek, R.-D., Willeitner, H., 1981. Accelerated fixation of chromate-containing wood-preservatives by superheated steam. I. Effect of different heat-treatment on the leaching of preservatives. *Holz Als Roh-Und Werkstoff* 39, 495–502.
- Peek, R.-D., Willeitner, H., 1988. Fundamentals of Steam Fixation of Chromated Wood Preservatives (IRG/WP 3483). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Pizzi, A., 1981. The chemistry and kinetic behaviour of Cu–Cr–As/B wood preservatives. I. Fixation of chromium on wood. *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition* 19, 3093–3121.
- Pizzi, A., 1982a. The chemistry and kinetic behaviour of Cu–Cr–As/B wood preservatives. II. Fixation of the Cu/Cr system on wood. *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition* 20, 707–724.
- Pizzi, A., 1982b. The chemistry and kinetic behaviour of Cu–Cr–As/B wood preservatives. III. Fixation of a Cr/As system on wood. *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition* 20, 725–738.
- Pizzi, A., 1982c. The chemistry and kinetic behaviour of Cu–Cr–As/B wood preservatives. IV. Fixation of CCA to wood. *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition* 20, 739–764.
- Pizzi, A., 1983a. A new approach to the formulation and application of CCA preservatives. *Wood Science and Technology* 17, 303–319.
- Pizzi, A., 1983b. Practical Consequences of the Clarification of the Chemical Mechanism of CCA Fixation to Wood (IRG/WP/3220). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Pizzi, A., 1990a. Chromium interactions in CCA/CCB wood preservatives. Part I. Interactions with wood carbohydrates. *Holzforchung* 44, 373–380.
- Pizzi, A., 1990b. Chromium interactions in CCA/CCB wood preservatives. Part II. Interactions with lignin. *Holzforchung* 44, 419–424.
- Pizzi, A., Conradie, W.E., Bariska, M., 1986. Polyflavanoid Tannins — From Cause of CCA Soft-rot Failure to the “Missing Link” Lignin and Microdistribution Theories (IRG/WP/3359). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Plackett, D.V., 1984. Leaching Tests on CCA-treated Wood Using Inorganic Salt Solutions (IRG/WP 3310). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Porandowski, J., Cooper, P.A., Kaldas, M., Ung, Y.T., 1998. Evolution of CO₂ during the fixation of chromium containing wood preservatives on wood. *Wood Science and Technology* 32, 15–24.
- Preston, A.F., McKaig, P.A., 1983. Effect of accelerated fixation on decay of CCA-treated wood. *Forest Products Journal* 33, 41–44.
- Putt, A.F., 1993. Sediment Bound CCA-C Leachate 10 Day Repeated Exposure Toxicity to *Amplisca abdita* Under Static Conditions. Springborn Laboratories Inc, Wareham, MA, USA.
- Rak, J.R., Clarke, M.R., 1974. Leachability of new water-borne preservative systems for difficult-to-treat wood products. *Proceedings of the American Wood Preservation Association* 70, 27–32.
- Ruddick, J.N.R., Yamamoto, K., Wong, P.C., Mitchell, K.A.R., 1993. X-ray photoelectron spectroscopic analysis of CCA-treated wood. *Holzforchung* 47, 458–464.
- Ryan, K.G., Plackett, D.V., 1987. The Interaction of Polyflavanoid Tannins with CCA in *Pinus radiata* (IRG/WP/3422). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Sanders, J.G., Windom, H.L., 1980. The uptake and reduction of arsenic species by marine algae. *Estuarine and Coastal Marine Science* 10, 555–567.
- Sanders, J.G., Reidel, G.F., 1987. Control of trace element toxicity by phytoplankton. In: Saunders, J.A., Kosak-Channing, L., Conn, E.E. (Eds.), *Phytochemical Effects of Environmental Compounds*. Plenum Press, New York, pp. 131–149.

- Shelver, G.D., McQuaid, C.D., Tarin, M., Baecker, A.A.W., 1992. Surface Accumulation of Copper on CCA-impregnated *Pinus patula* Stakes During Marine Preservative Trials in the Southern Hemisphere (IRG/WP 4181-92). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Smith, D.N.R., Williams, A.I., 1973a. The effect of composition on the effectiveness and fixation of copper/chrome/arsenic and copper/chrome preservatives part II: selective absorption and fixation. *Wood Science and Technology* 7, 142–150.
- Smith, D.N.R., Williams, A.I., 1973b. The effect of composition on the effectiveness and fixation of copper–chrome–arsenic and copper–chrome preservatives part I: effectiveness. *Wood Science and Technology* 7, 60–76.
- Taylor, F.W., 1991. Variations in CCA penetration and retention in loblolly and shortleaf pine. *Forest Products Journal* 41, 25–28.
- Taylor, B.R., Goudey, J.S., Carmichael, N.B., 1996. Toxicity of aspen wood leachate to aquatic life: laboratory studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 150–159.
- UNEP, 1994. Environmental Aspects of Industrial Wood Preservation: A Technical Guide. United Nations Environment Programme, Paris.
- Van Eetvelde, G., Homan, W.J., Militz, H., Stevens, M., 1995a. Effect of Leaching Temperature and Water Acidity on the Loss of Metal Elements from CCA Treated Timber in Aquatic Conditions. Part 2: Semi-industrial Investigation (IRG/WP 95-50040). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Van Eetvelde, G., Orsler, R., Holland, G., Stevens, M., 1995b. Effect of Leaching Temperature and Water Acidity on the Loss of Metal Elements from CCA Treated Timber in Aquatic Applications. Part 1. Laboratory Scale Investigation (IRG/WP/95-50046). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Van Eetvelde, G., Stevens, M., Mahieu, F., Wegen, H.-W., Platen, A., 1998. An Appraisal of Methods for Environmental Testing of Leachates from Salt-treated Wood; Part 1 (IRG/WP 98-50115). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Walley, S., Cobham, P., Vinden, P., 1996a. Leaching of Copper–Chrome–Arsenic Treated Timber: Simulated Rainfall Testing (IRG/WP 96-50074). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Walley, S., Cobham, P., Vinden, P., 1996b. Preservative Leaching from Copper–Chrome–Arsenate Treated Timber: Towards an International Standard for Environmental Monitoring (IRG/WP 96-50076). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Warner, J.E., Solomon, K.R., 1990. Acidity as a factor in leaching of copper, chromium and arsenic from CCA-treated dimension lumber. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1331–1337.
- Wegen, H.-W., Platen, A., Van Eetvelde, G., Stevens, M., 1998. An Appraisal of Methods for Environmental Testing of Leachates from Salt-treated Wood (IRG/WP 98-50110). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Weis, J.S., Weis, P., 1994a. Effects of contaminants from chromated copper arsenate-treated lumber on benthos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26, 103–109.
- Weis, J.S., Weis, P., 1994b. Studies on biological effects of CCA treated wood structures in estuaries. In: *Environmental Considerations in the Manufacture, Use and Disposal of Pressure-Treated Wood*. Forest Products Society, Madison, WI, USA.
- Weis, J.S., Weis, P., 1995. Effects of chromated copper arsenate (CCA) pressure treated wood in the aquatic environment. *Ambio* 24, 269–274.
- Weis, J.S., Weis, P., 1996. The effects of using wood treated with chromated copper arsenate in shallow-water environments: a review. *Estuaries* 19, 306–310.
- Weis, J.S., Weis, P., Proctor, T., 1998. The extent of benthic impacts of CCA-treated wood structures in Atlantic coast estuaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34, 313–322.
- Weis, P., Weis, J.S., 1999. Accumulation of metals in consumers associated with chromated copper arsenate-treated wood panels. *Marine Environmental Research* 48, 73–81.
- Weis, P., Weis, J.S., Coohill, L.M., 1991. Toxicity to estuarine organisms of leachates from chromated copper arsenate treated wood. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20, 118–124.
- Weis, P., Weis, J.S., Greenberg, A., Nosker, T.J., 1992. Toxicity of construction materials in the marine environment: a comparison of chromated-copper-arsenate-treated wood and recycled plastic. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 22, 99–106.
- Wendt, P.H., Van Dolah, R.F., Bobo, M.Y., Mathews, T.D., Levisen, M.V., 1996. Wood preservative leachates from docks in an estuarine environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31, 24–37.
- Willeitner, H., Peek, R.-D., 1998. How to Determine What is a Realistic Emission from Treated Wood (IRG/WP 98-50 105). The International Research Group on Wood Preservation, Stockholm.
- Wong, P., Chang, L., 1991. Effects of copper, chromium and nickel on growth, photosynthesis and chlorophyll-A synthesis of *Chlorella pyrenoidosa*-251. *Environmental Pollution* 72, 127–139.
- Woolson, E.A., Gjovik, L.R., 1981. The valence state of arsenic on treated wood. *Proceedings of the American Wood-Preservers Association* 77, 15–22.
- W.S. Atkins Environment, 1998. Assessment of the Risks to Health and to the Environment of Tin Organic Compounds and of Arsenic in Certain Biocidal Products and of the Effects of Further Restrictions on their Marketing and Use. European Commission Directorate General III, Epsom, Surrey.
- WWPA, 1996. Best Management Practices for the Use of Treated Wood in Aquatic Environments. Western Wood Preservers Institute, Vancouver, WA.



HOUTKACHELS
EN OPEN HAARDEN

Gezelligste bron van fijnstof

Het is winter, de houtkachels kunnen weer aan. Een romantisch genoeg of een ergerlijke vorm van burenoverlast? Het aantal kachels lijkt toe te nemen, en daarmee ook de klachten over rookoverlast. Slim stoken kan veel voorkomen.

Tekst **Korné Versluis**



houtrook

Hij is een groeiende bron van conflicten in woonwijken: de houtkachel. En het lijkt erop dat steeds meer mensen een voorkeur voor de ouderwetse verwarming hebben. Gezellig en een vorm van groene energie, nietwaar? Tegenover de houtstokers staan de klagers die bij de gemeente aankloppen met verhalen over stankoverlast en gezondheidsklachten.

Komen er inderdaad meer houtkachels en hoe schadelijk zijn die? Wie in databases en wetenschappelijke rapporten duikt, ziet dat de klagers gelijk lijken te hebben: er komen steeds meer kachels. Al zijn die cijfers niet heel hard.

Er zijn verschillende onderzoeken die in de loop der jaren op een eigen manier hebben proberen vast te stellen hoeveel mensen hun huis met hout verwarmen. Als je die onderzoeken op een rij zet, zie je dat de open haard aan populariteit verliest en de houtkachel in opmars is. Of het totale aantal houtstokers is toegenomen, is niet duidelijk.

Klachten

De overlast van houtrook blijft constant. Ongeveer 12% van de Nederlanders zegt regelmatig last te hebben van houtrook. Kachels en haarden zijn daarmee een grotere bron van klachten

over geuroverlast dan de landbouw en de industrie.

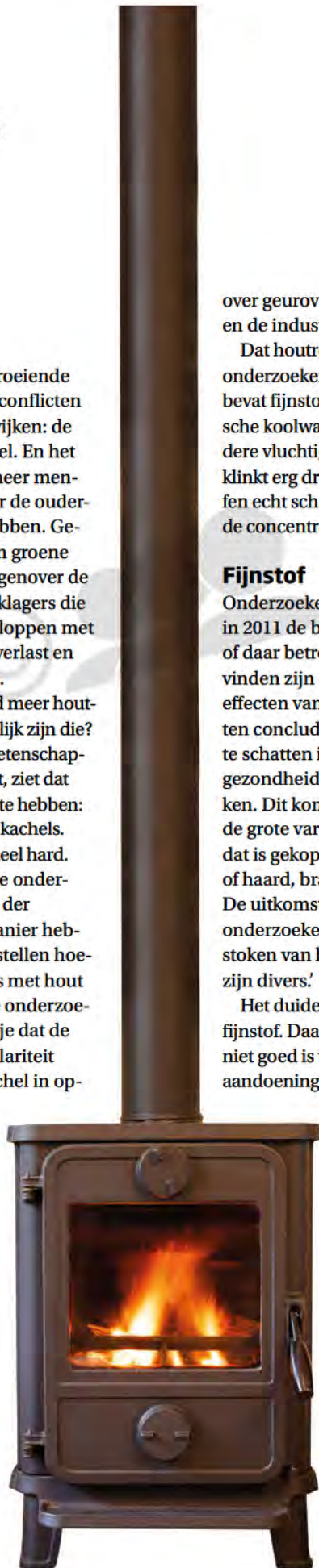
Dat houtrook niet gezond is, weten onderzoekers ook zeker. De rook bevat fijnstof, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (pak's) en andere vluchtige koolwaterstoffen. Dat klinkt erg dreigend, maar of die stoffen echt schadelijk zijn, hangt af van de concentratie.

Fijnstof

Onderzoekers van het RIVM doken in 2011 de bibliotheek in om te zien of daar betrouwbare gegevens te vinden zijn over de gezondheidseffecten van houtkachels. Ze moesten concluderen dat 'niet goed is in te schatten in hoeverre deze uitstoot gezondheidseffecten kan veroorzaken. Dit komt onder meer vanwege de grote variatie in samenstelling, en dat is gekoppeld aan het type kachel of haard, brandstof en stookgedrag. De uitkomsten van verschillende onderzoeken naar het effect van het stoken van hout op de gezondheid zijn divers.'

Het duidelijkst zijn de data over fijnstof. Daarvan is bewezen dat het niet goed is voor personen met longaandoeningen en hartproblemen.

Jaarlijks overlijden er in Nederland naar schatting 1500 mensen aan de gevolgen van fijnstof. Houtkachels zijn verantwoordelijk voor ongeveer 5% van de uitstoot van fijnstof. Op een winterdag kan die bijdrage in een woonwijk een stuk hoger liggen. Het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) heeft in het Noord-Hollandse Schoorl metingen gedaan en schat dat in



AANTALLEN

OPEN HAARD
645.000

INZETHAARD
213.000

VRIJSTAANDE
AFGESLOTEN KACHEL
439.000

TOTAAL
1.297.000

BRON: WOONONDERZOEK
NEDERLAND 2006/2007

*Bijdrage
houtstook
aan verschillende
vormen van
luchtvervuiling*

Ultrafijn stof
(PM_{2,5})

8%

Vluchtige
organische stoffen
4,5%

pak's
10 - 25%

Dioxinen
20%

BRON:
ENERGIEONDERZOEK
CENTRUM NEDERLAND
2012





Stook alleen
schoon hout
dat 1 à 2 jaar
gedroogd is

de winter tussen de 9 en 27% van het fijnstof uit kachels komt. Van het gevaarlijkere ultrafijn stof komt zelfs tussen de 30 en 39% uit kachels.

Het ECN zegt ook dat houtrook uit kachels en open haarden ervoor kan zorgen dat lokaal de milieunormen worden overschreden voor fijnstof, maar ook voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen (pak's). Die overschrijdingen treden vooral op als er meer dan 5 kachels in een straal van 50 meter branden. Maar soms ook als één kachel slecht wordt gestookt.

Vervuilende stoffen

Dat laatste effect kan heel groot zijn. Een goede kachel die lekker brandt, stoot tot 20 keer minder vervuilende stoffen uit dan een kachel waarvan de luchttoevoer wordt 'afgeknepen' omdat het te warm geworden is.

Frans Greven, coördinator Medische Milieukunde bij de GGD Groningen krijgt in zijn werk regelmatig te maken met burgers die klagen over de rook van anderen. Houtrook is een lastig vraagstuk voor overheden, zegt hij. De wetenschap is niet zo duidelijk over de schadelijke effecten ervan. Bij mensen die aan een snelweg wonen is gemakkelijk te meten of ze vaker longaandoeningen hebben. Maar bij kachels die verspreid staan over Nederland is dat minder gemakkelijk aan te tonen.

Ook wet- en regelgeving zijn niet erg geschikt om conflicten over houtrook op te lossen. Er zijn bijvoorbeeld normen voor fijnstof, maar apparaten om die te meten zijn erg duur. Gemeenten hebben ze daarom niet in huis. Greven heeft twee jaar geleden twee goedkope apparaten getest. Die geven weliswaar een aardig beeld van het fijnstof dat het huis van de burenbinnenkomt, maar met die metingen is niet aan te geven of er limieten worden overschreden. 'De apparaten

meten het aantal deeltjes, terwijl de wetelijke normen het hebben over microgrammen fijnstof per kubieke meter.'

De coördinator Medische Milieukunde vindt niet dat je uit het gebrek aan keihard bewijs voor schade kunt concluderen dat er geen probleem is met vervuiling door houtkachels. 'Het is zeker dat er mensen zijn die vanwege de kachels worden blootgesteld aan veel te hoge concentraties fijnstof. En de effecten van fijnstof zijn wel helder. Klachten over overlast van houtrook moet je dan ook serieus nemen, vindt Greven. Al zijn er ook klagers die zich te veel zorgen maken. 'Rook is een complex mengsel van stoffen. Wat je vaak ziet is dat mensen er één stof uit pikken, en zich daar dan heel veel zorgen over gaan maken.' Chroom-6 bijvoorbeeld, een stof die vorig jaar vaak in het nieuws was, omdat militairen eraan blootgesteld waren geweest. Die stof komt ook voor in geïmpregneerd hout, dat je niet eens mag stoken. Niettemin wordt schadelijk chroom-6 in een vuurtje omgezet in onschadelijk chroom-3.

Overlast

Toch blijft staan dat burens echt overlast kunnen hebben van een houtkachel, en reden hebben om zich zorgen te maken over hun gezondheid. Overleg en een redelijke opstelling van twee kanten kan volgens Frans Greven 95% van de problemen oplossen. Slim en verantwoord stoken houdt de overlast binnen de perken. Dat doe je als je alleen schoon en droog hout gebruikt, zorgt dat de schoorsteen geveegd is, en niet stookt als het windstil of mistig is. Greven: 'De meeste mensen komen er samen wel uit. Het is logisch dat je rekening met elkaar houdt, dat doen de meeste mensen ook als ze hun houtkachel aanzetten. Je zet je muziekinstallatie ook niet elke avond op tien.' ■

DISCUSSIEER MEE

 [consumentenbond.nl/
community](https://consumentenbond.nl/community)

7 TIPS

BUURVRIENDELIJK STOKEN

Met onder meer deze tips kun je buurvriendelijk houtstoken

1 Stook niet bij mistig en windstil weer.

2 Zet de toevoer van lucht in de kachel helemaal open, evenals de uitlaatklep naar de schoorsteen.

3 Maak geen gebruik van een kachel als die het binnen zo warm maakt dat de luchttoevoer verminderd moet worden.

4 Stook alleen schoon hout dat 1 à 2 jaar gedroogd is en dat ten minste vuistdik is. Stapel de stukken met ruimte ertussen in de kachel.

5 Stook geen hout met verf, beits, teer, impregneer en zo voort. Stook ook geen spaanplaat, multiplex en ander hout met lijm. En geen papier, karton, kunststof, en huishoudelijk afval.

6 Laat de schoorsteen minstens eens per jaar vegen door een erkende schoorsteenveger.

7 Als uw buurtgenoten toch hinder of gezondheidsklachten hebben, overleg dan op welke momenten zij geen last hebben van het stoken.

Meer tips op: tinyurl.com/tipsoverhoutkachels