

Abstract

At the end of August 1999, the local government council of Malmö city decided that the area known as Kvarteret Bilen would be made available for the European Housing Exhibition 2001 (Bo01-mässan). Kvarteret Bilen extends over approximately 80 hectares and includes the western parts of the Western Harbour area (Västra hamnen) of Malmö.

Kvarteret Bilen as a whole, but especially the western sections of this area, the so-called Bo01 section, has been the subject of heated discussions. This is mainly due to the fact that the ground in question has proven to be contaminated to a certain extent by different chemical compounds.

Investigations undertaken during 1998 showed sporadically high concentrations for especially one chemical group: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH).

The first part of the paper describes the use of a mathematical equation (Fetter 1994) to calculate the concentration of PAH from a continuous discharge at a given time by employing Geographical Information System (GIS). Even the constraints of the equation are discussed, as well as the consequences that follow as a result of using GIS.

The second part of the paper focuses on the connections between the content of carcinogenic PAH in Kvarteret Bilen and the ground water level and type of filling material. It also describes several interpolation methods, none of which was successful in the analysis however. Known point values of PAH had to be used in the analysis instead.

In order to study the relationships (mentioned above), four hypotheses were put forward: 1) the PAH will show low concentration values in the interval where the ground water is fluctuating; 2) the concentration level of PAH will be higher in the saturated zone as well as in the uppermost layer of the unsaturated zone; 3) every PAH compound will vary in a similar way from the ground level and downwards and, 4) areas containing remains of asphalt, foundry discharge and impregnated wood, ought to present the highest concentration levels.

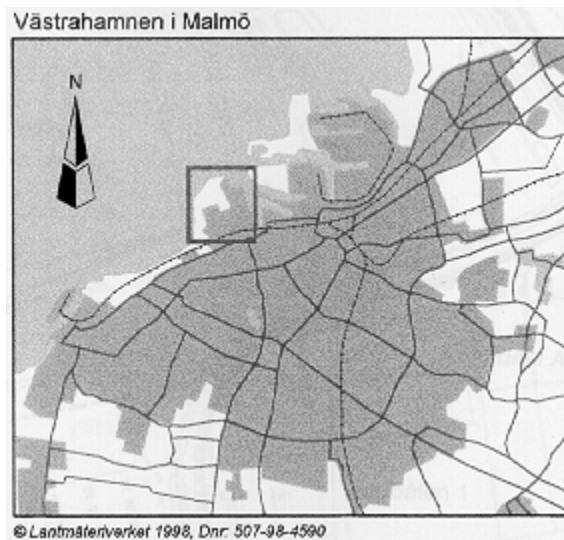
During the analysis, all of the hypotheses were confirmed. The interpolation techniques could not be carried out since the levels of concentration of PAH varied too much between known points.

Applying GIS to the mathematical equation in Fetter (1994) had some advantages. One was the possibility to calculate concentrations for an entire area and not just for a specific point.

The results showed that if there is a continuous discharge, the concentration values get higher closer to the discharge area compared to values further away, if the time level is set to be the same. Also, a longer time limit generates higher concentration values provided the distances are the same.

1 Inledning

I slutet av augusti 1999 togs ett beslut av kommunfullmäktige i Malmö att använda området Kvarteret Bilen för den internationella europeiska bomässan Bo01 som kommer att arrangeras under sommaren 2001. Kvarteret Bilen upptar en yta på 80 ha och omfattar de västra delarna av Västra hamnen-området i Malmö (figur 1 och 2). Området gränsar i norr och väster mot Öresund, i söder och öster mot områden med verksamheter såsom verkstadsindustri, kontor och lager. Fastighetskontoret avser att uppföra en permanent del med bostäder och en temporär del med utställningsbostäder på mässområdet.



*Fig. 1. Västra hamnen, Malmö.
(Källa: VBB VIAK AB, 1999a, ©Kartunderlag,
Malmö stad, utdrag ur MalmöGeoAtlas).*

Kvarteret Bilen och då främst de västra delarna av detta område, det s.k. Bo01-området, har varit föremål för en rad diskussioner. Dessa har främst rört de föroreningsförhållanden som föreligger i området.

Under många decennier var området hårt belastat med hamnverksamhet och industrier. Kvarteret Bilen har tillkommit genom successiva utfyllnader i havet och allteftersom nämnda verksamheter expanderade fylldes ytterligare områden ut. Under vilka perioder utfyllnader företagits illustreras i figur 3. De olika utfyllnadsområdena benämns i arbetet som delområden. De industriella verksamheterna och typen av utfyllnadsmaterial har bidragit till att mark och grundvatten i varierande grad förorenats med avseende på metaller och kolväten.

Som ett led i den beslutsprocess som låg till grund för beslutet att använda området för byggnation har en omfattande provtagning skett av metaller och kolväten i både jord och vatten. Undersökningar utförda under 1998 visade att höga halter sporadiskt förekom av ämnesgruppen polycykliska aromatiska kolväten.

Mot bakgrund av föreliggande resultat och Naturvårdsverkets bedömning att de cancerogena polyaromatiska kolvätena räknas till ämnesgrupper med mycket hög farlighet (VBB VIAK AB, 1999b) har den här uppsatsen helt inriktats på att studera denna ämnesgrupp.

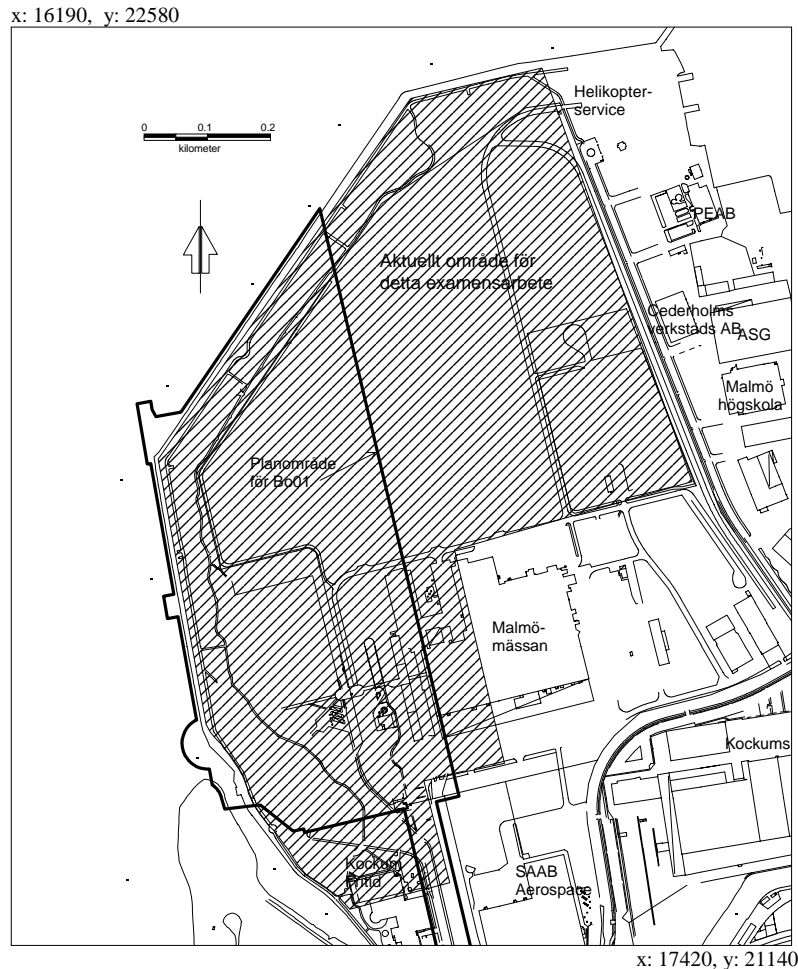


Fig. 2. Detaljkarta över de västra delarna av Västra Hamnen, Malmö. (Källa: VBB VIAK AB, 2000a, ©Kartunderlag, Malmö stad, utdrag ur Malmö GeoAtlas).

Arbetet består av två delar med en gemensam diskussion. I den förstnämnda har ett geografiskt informationssystem (GIS) integrerats i en matematisk ekvation som beräknar koncentrationen av en förorening på ett givet avstånd utmed en flödesväg från en kontinuerlig utsläppskälla. Metoden visar hur ett GIS kan användas för att utveckla och tillämpa den matematiska ekvationen samt de fördelar som detta innebär. Diskussionen (avsnitt 7.1 och 7.2) behandlar resultaten och tar upp de begränsningar som finns i den matematiska ekvationen samt belyser möjligheterna att beräkna en förorenings volym och utspädning på ett givet avstånd från en utsläppskälla då densiteten av denna understiger vattnets. Diskussionen (avsnitt 7.2) bygger på en artikel skriven av Pilesjö *et al.*, (1998).

Den andra delen behandlar polyaromatiska kolväten (PAH, *polycyclic aromatic hydrocarbons*), fortsättningsvis kallade PAH, i Bo01-området. Med hjälp av GIS analyseras befintliga data som finns att tillgå i Malmö GeoAtlas. Vidare studeras samband mellan uppmätta halter och typ av fyllnadsmassa och grundvattenytans läge. En stor komponent i den del som behandlar PAH tillägnas tre olika interpolationsmetoder som utan framgång försökte användas i analysen.

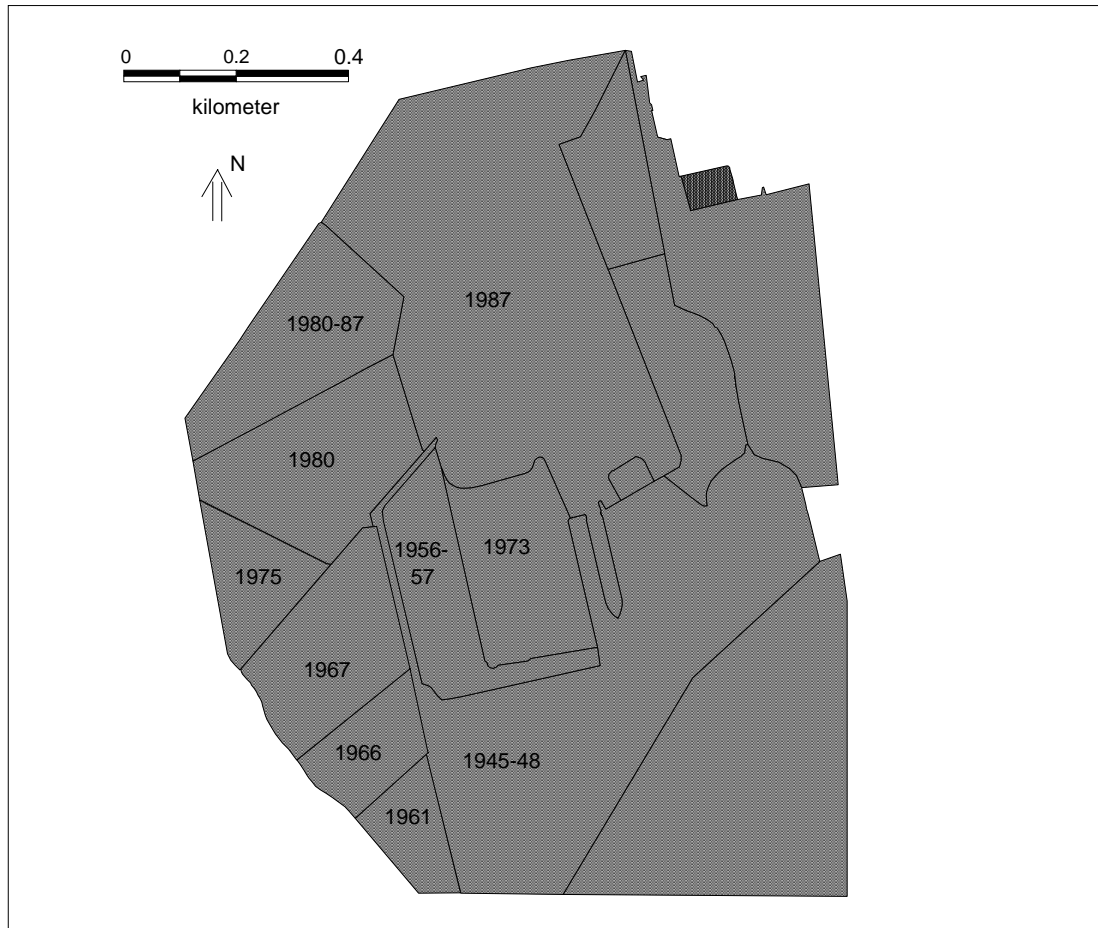


Fig. 3. Kartan visar under vilka perioder olika områden fyllts ut. (Källa: VBB VIAK AB, 2000a, utdrag ur Malmö GeoAtlas).

2 Mål och hypoteser

Målet med uppsatsen kan delas in i två delar:

I.

- Att tillämpa ett GIS för att beräkna koncentrationen av en förorening utmed dess flödesväg på ett bestämt avstånd från en kontinuerlig utsläppskälla efter en given tid. Beräkningarna bygger på en befintlig ekvation (ekvation 1, s 9).
- Att visa på de konsekvenser som följer då GIS integreras i en transportekvation (ekvation 1).

- Att diskutera de begränsningar som finns i ekvation 1.
- Att diskutera möjligheten att bestämma en förorenings volym samt dess utspädning i en bestämd punkt i de fall föroreningens densitet understiger vattnets.

II.

- Att i Bo01-området med hjälp av GIS analysera halterna av PAH i tre dimensioner genom interpolation samt utifrån diskreta värden.

Analysen innebär:

- Att visa hur halten cancerogena PAH förändras från den omättade till den mättade zonen.
- Att visa på betydelsen av grundvattenytans läge och hur halten PAH varierar med djupet.
- Att studera sambandet mellan typ av fyllnadsmassa och höga halter av PAH.

För att uppnå målet i del II ansattes fyra hypoteser.

- PAH kommer att anta sina lägsta värden i det intervall där grundvattenytan fluktuerar.
- PAH kommer att anta högre värden i den mättade zonen och i det översta marklagret av den omättade zonen.
- Halten av olika PAH varierar över djupet på ett likartat sätt.
- Högst halter PAH borde kunna påvisas i områden där fyllnadsmassan innehåller asfaltsrester, gjuteriavfall och impregnerat trä.

Ovan nämnda hypoteser testades i arbetet.

3 Teoretisk bakgrund och områdesbeskrivning

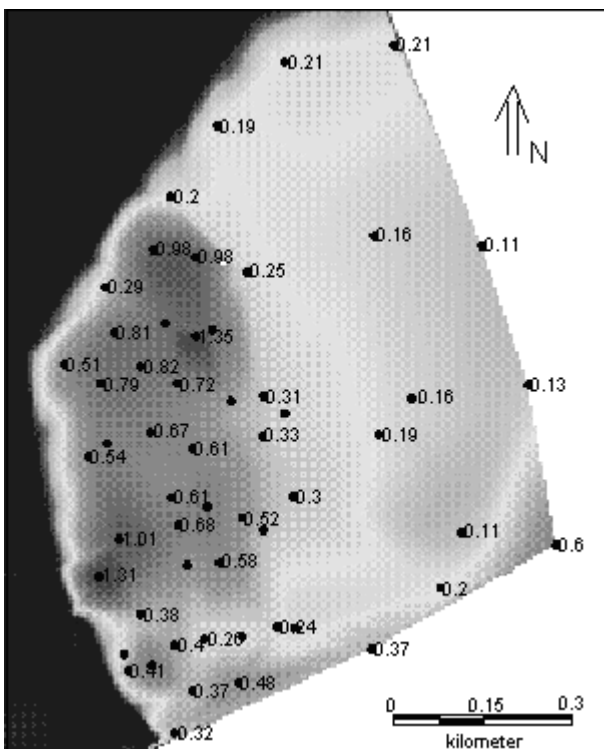
3.1 Områdesbeskrivning

Geologi och fyllnadsmassor

Utfyllnaderna i Kvarteret Bilen vilar på en kalkberggrund vars överyta ligger på nivån 6 meter under havsytan i den södra delen och 9 meter under havsytan i den norra delen. Ett ca 4 meter mäktigt lager av moränlera överlagrar huvudsakligen kalkberggrunden. Moränleran utgjorde en gång havsbotten eller hamnbottnar. Ovanpå moränleran har fyllnadsmassor dumpats. Kvarteret Bilen är med undantag av områdena från 1973 och 1987, vilka är utfyllda med sjösand, utfyllt med varierande massor. Massornas innehåll är en blandning av lera, silt och sand med inslag av sten, grus, kalk, slagg och asfaltklumpar. Vidare finns en del tegel-, plast-, trä- och betongrester samt en mindre del snäckskal, gytta, mull och växtdelar. Även skrot har påträffats.

Hydrogeologi

Eftersom ytan i större delen av Kvarteret Bilen inte är hårdgjord och vegetationen är sparsam sker en viss grundvattenbildning genom infiltration och perkolation av nederbördsvatten. Uppskattningsvis uppgår grundvattenbildningen till i genomsnitt 200 mm/år (VBB VIAK AB, 1999a). Grundvattnet i jordlagren dräneras åt två håll, dels mot Öresund och dels mot sandutfyllnaden från 1987. Högst grundvattennivåer, drygt 1 m ö h finns i västra delen av området medan de lägsta nivåerna påträffas i den östra delen, ca 0,1-0,2 m ö h, (figur 4). I den östra delen bidrar den förmodade uppspruckna kalkberggrunden och bortmuddrandet av den täta moränleran till att dräneringen ökar.



Grundvattennivåerna uppmättes under hösten 1998, en period av året då nivåerna i regel är som lägst.

Kvarteret Bilen är en öppen akvifär, vilket innebär att grundvattenytan står i kontakt med atmosfären (Grahn & Malaga-Starzec, 1997).

Fig.4. Interpolerad grundvattenyta (Grundvattennivåer i m ö h, september 1988).

Föroreningssituation

Det är främst i Bo01-området (figur 2) som föroreningar påträffats i jord och grundvatten. Detta område innefattar utfyllnadsmassor från 1956-57, 1966, 1967, 1975 och 1980-87. Området upptar en 35 ha stor yta. Enligt de undersökningar som VBB VIAK AB, Malmö vidtagit förekommer ämnena arsenik, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink samt ämnesgruppen aromatiska kolväten relativt jämnt fördelade i fyllnadsmassorna. Vidare förekommer ”en viss, dock inte särskild tydlig, ansamling av alifatiska och polyaromatiska kolväten inom utfyllnaderna utförda 1966-67 samt 1980-87”. Resultaten finns presenterade i rapporten *Bo01-området, Västra hamnen – Kontroll och hantering av förorenad jord i samband med schakt- och fyllningsarbeten* sammanställd av VBB VIAK AB (1999b) på uppdrag av Malmö stad, fastighetskontoret.

Vid en jämförelse mellan bakgrundshalterna av ovan nämnda ämnen och ämnesgrupper i ytjordar i Malmö (prover har tagits i områden som inte bedöms vara hårt belastade av vägtrafik, industrier etc.) och undersökningen av ytjord inom Kvarteret Bilen har man i samma rapport kunnat fastslå att ”polyaromatiska och tyngre alifatiska kolväten (kolkedjelängder $C>16-35$) både till halter och mängd utgör de två viktigaste grupperna av föroreningar inom området”.

En jämförelse mellan riktvärdena framtagna av Naturvårdsverket och de platsspecifika riktvärden som finns för Kvarteret Bilen ger ytterligare belägg för denna slutsats. Riktvärdena överskrids bara i undantagsfall hos metaller, alifater och aromater. Däremot överskrids riktvärdena för de tyngre alifatiska kolvätena och de polyaromatiska kolvätena frekvent och då speciellt de cancerogena PAH i ytskiktet (0-2 meters djup)(VBB VIAK AB, 1999a).

3.2 Ämnesgruppen PAH - en beskrivning

Ämnesgruppen polycykliska aromatiska kolväten innefattar en mängd både naturligt och icke naturligt förekommande kemikalier. Enkelt uttryckt är PAH två eller flera bensenringar som är ihopkopplade. Det lättaste är naftalen med två bensenringar.

Majoriteten av PAH har ett antropogent ursprung. Potentiella källor inkluderar avgaser från trafik, petroleumspill, förbränning av fossila bränslen, skogsbränder och atmosfärisk deposition (Hawkins *et al.*, 1995). PAH finns bland annat i de tyngre fraktionerna av kreasot och asfalt (Bengtsson, 1996). Vidare bildas de även vid ofullständig förbränning och har en förmåga att transporteras långa sträckor via sotpartiklar, vilka kan ha en uppehållstid på flera veckor i luften (Sanders *et al.*, 1993).

PAH delas in i två undergrupper, cancerogena och icke-cancerogena. Till den första gruppen räknas normalt sju olika ämnen medan det i den andra finns nio stycken, se tabell 1 nästa sida.

Tabell 1. Cancerogena och icke cancerogena PAH.

| Cancerogena PAH ^a | | Icke cancerogena PAH ^a | |
|------------------------------|-------|-----------------------------------|-------|
| Benso(a)antracen | (228) | Naftalen | (128) |
| Krysen | (228) | Acenaftalen | (152) |
| Benso(b)fluoranten | (252) | Acenaften | (154) |
| Benso(k)fluoranten | (252) | Fluoren | (166) |
| Benso(a)pyren | (252) | Fenantren | (178) |
| Indenol(1,2,3-cd)pyren | (276) | Antracen | (178) |
| Dibens(a,h)antracen | (278) | Fluoranten | (202) |
| | | Pyren | (202) |
| | | Benso(ghi)perylen | (276) |

^a Molekylvikt inom parantes

I förestående arbete behandlas endast de *cancerogena* PAH, om inget annat anges. Den i särklass största anledningen till att PAH uppmärksammats i högre grad de senaste åren är vetenskapen om att en del av dessa är toxiska. Många akvatiska organismer kan genom sin metabolism detoxifiera vissa PAH. Men det finns också de PAH som vid metabolismen blir cancerogena, mutagena eller båda (Hawkins *et al.*, 1995). Hos människan ökar risken för lung-, hud- och urinvägscancer vid kraftig exponering. Lungcancer är vanligast (Boffetta *et al.*, 1997). Gränsvärdet för god dricksvattenkvalité för PAH är 0,0002 mg/l (Bengtsson, 1996).

Allmänt sett gäller att PAH med låg molekylvikt är mer flyktiga, vattenlösliga och mindre lipofila (fettlösliga) än tyngre PAH (Wild & Jones, 1995). Föroreningssituationen globalt sett förvärras hela tiden för PAH då framförallt de tyngre PAH bryts ned väldigt långsamt. Tunga PAH med långa kolkedjor tenderar att koncentreras i sediment till följd av dess minimala löslighet i vatten och starka bindning till jordpartiklar (se vidare under avsnitt 3.4 respektive 3.5) (Wild & Jones, 1995). Ju lägre molekylvikt desto snabbare bryts ämnena ner eller förångas.

Jones (1991) skriver i sin artikel *Contaminated Trends in Soils and Crops* att mer eller mindre all mark i industrialiserade länder har förorenats med PAH. Han skriver vidare att PAH har ökat fyrfaldigt sedan 1890-talet. Påståendet grundar sig på analyserade jordprover vid den vetenskapliga forskningsstationen Rothamsted i England. De PAH som ökat i störst omfattning är de cancerogena med undantag av dibens(a,h)antracen och krysen. PAH är upptagna på United States Environmental Protection Agency's (USEPA's) och Europeiska Unionens lista över prioriterade föroreningar (Wild & Jones, 1995).

3.3 En endimensionell transportekvation för beräkning av en föroreningskoncentration – en beskrivning

Den ekvation som använts för koncentrationsberäkningar har hämtats ur Fetter (1994). Ekvationen (ekvation 1) är ämnad att användas i grundvattenzonen för kontinuerliga utsläpp. Koncentrationen, C beräknas i en punkt B vid en bestämd tid, t , som är belägen ett givet avstånd (flödesvägen) från en punkt A där ett kontinuerligt utsläpp sker. Förutom information om tid och avstånd till den punkt som skall beräknas krävs att initialkoncentrationen är känd samt att information om en rad hydrogeologiska parametrar är kända. Dessa är:

- Hydraulisk konduktivitet
- Hydraulisk gradient
- Effektiv porositet
- Porositet
- Densitet
- Fördelningsfaktor
- Dynamisk dispersivitet

$$C = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L - v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) + \exp \left(\frac{v_x L}{D_L} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{L + v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad (1)$$

där:

C = förorenings koncentration [mg/l]

C_0 = förorenings initialkoncentration vid utsläppspunkten [mg/l]

L = flödesväg [m]

v_x = vattenpartiklarnas genomsnittliga hastighet (beräknad med avseende på effektiv porositet, läs vidare avsnitt 3.4 s 12) [m/s]

t = tidsintervall [s]

D_L = hydrodynamisk dispersionskoefficient [m^2/s]

Enligt principen för hur ekvationen arbetar är volymen av utsläppet per tidsenhet inte intressant utan endast den koncentrationen som når grundvattnet. Den laterala dispersionen kan inte beaktas eftersom modellen är endimensionell. Vidare förutsätts att det inte finns någon signifikant densitetsskillnad mellan föroreningen och grundvattnet (Freeze & Cherry, 1979).

Erfc står för en komplementär felfunktion (Freeze & Cherry, 1979). Erfc (x) antar värdet 1 då x är lika med 0 och 0 då x överstiger 3^1 (se fotnot för förklaring). x är kvoten inom paranteserna. Felfunktionens värde kan avläsas i en tabell eller beräknas analytiskt (Freeze & Cherry, 1979).

¹ Följande ekvation kan användas för att bestämma värdet för felfunktionen. Ekvationen ger endast en approximativ lösning, se vidare Freeze & Cherry (1979). Om x antar värdet 0 blir värdet för

felfunktionen 1. $\operatorname{erf}(x) = \sqrt{1 - \exp\left(\frac{-4x^2}{\pi}\right)}$; $\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x)$

Föroreningen antas här vara PAH. Dock kan även andra organiska och oorganiska ämnen användas förutsatt att dessa uppfyller de kriterier som gäller för ekvation 1.

3.4 Grundvattenhydrologi - en introduktion

För att ringa in och förstå de processer som är av vikt för spridning av förorenade ämnen i grundvattenzonen genomfördes en litteraturstudie kring denna typ av föroreningsspridning. Ett antal viktiga koncept och parametrar urskiljdes.

Grundvatten

Marken kan delas in i två zoner, en omättad och en mättad. I den omättade zonen råder ett tryck som understiger atmosfärens och porerna innehåller såväl luft som vatten. I den mättade zonen är vattnets tryck högre än atmosfärens och alla porer innehåller vatten. Det vatten som finns i den mättade zonen betecknas grundvatten. Grundvattenytan definieras enligt Grip & Rodhe (1994) som den nivå vattenytan ställer sig i om man driver ner ett perforerat rör i marken. Det är den nivå där vattnets tryck är lika med atmosfärstrycket.

Grundvattenytans läge och grundvattenståndsvariationer

Grundvattenytan följer i stort topografin om än inte med lika höga toppar och dalar (Grip & Rodhe, 1994). Grundvattenmagasinet fylls på i inströmningsområden genom infiltration och perkolation och tappas på vatten till recipienten i utströmningsområdena. Det finns ett par olika faktorer som styr grundvattnets fluktuation. Lindh och Falkenmark (1979) delar in dessa i: (i) korttidsvariation, (ii) årstidsvariation och (iii) flerårsvariation.

Korttidsvariationen är av storleksordningen timmar eller dygn och beror på s.k. tidal-effekter som innebär en förändring av gravitationen (g) på grund av jordens rörelse i relation till solen och månen. Vattenståndet kan förändras med ett tiotal centimetrar. Ett högre g leder till ett högre grundvattenstånd. I kusttrakter kan havsytans variation påverka vattenståndet, vilket kan ge meterstora förändringar av grundvattenytan.

Årstidsvariationer är klimatbetingade och styrs av nederbörd, avdunstning och snölagring. I Sverige har vi ett minimalt vattenstånd i september till följd av kraftig avdunstning och ett maximalt vattenstånd i april till följd av snösmältning. Variationen kan uppgå till mellan 0.5 och 1 meter under året.

Flerårsvariationer beror på klimatväxlingar från år till år. Sålunda kan en stor nederbörd under ett par på varandra följande år ge en grundvattenhöjning.

I Västra hamnen torde grundvattenytan ligga betydligt högre i de västra delarna under senvinter och vår jämfört med de östra delarna. Dräneringsriktningarna borde dock vara desamma vid högvattensituationer som vid lågvattensituationer (VBB VIAK AB, 1998).

Bundet och fritt vatten

Vatten i grundvattenzonen kan antingen betecknas som fritt och är då rörligt i marken eller bundet och sitter då fast vid jordpartiklar. Vatten binds i jorden genom adsorption (vidhäftning) och ytspänning. Vatten binds adsorptivt genom elektrostatiske krafter mellan de dipolära vattenmolekylerna och jordpartiklarnas laddade ytor (Grip & Rodhe, 1994).

En annan typ av bindning, kapillär bindning, gör att vatten binds i jordens porer (Grip & Rodhe, 1994). Den mättade zonen är fri från kapillära krafter. Kapillär bindning förekommer endast om det finns en kontaktyta mellan vatten och luft, såsom i den omättade zonen.

Relationen mellan bundet och fritt vatten ändras med jordens finhetsgrad. Ju finkornigare jorden är desto större blir dess totala kontaktyta och följaktligen också dess bindningsförmåga. Kontaktytan ökar kvadratisk med minskad partikeldiameter (Lindh & Falkenmark, 1979).

En tredje faktor som påverkar vattnets uppträdande i marken är strukturbildning i jorden. Om jordpartiklarna är benägna att bilda aggregat uppstår större hålrum och porer. Denna typ av strukturbildning förekommer ofta i lerjordar och bidrar enligt Lindh & Falkenmark (1979) till ett rörligare grundvatten.

Vattenledningsförmåga

Vattenledningsförmågan eller den hydrauliska konduktiviteten, K , även kallat K -värdet, är ett mått på jordens förmåga att leda vatten och uttrycks i enheten m/s. Grip & Rodhe (1994) urskiljer tre faktorer som styr konduktivitetens storlek, nämligen jordens porstorleksfördelning, porsystemets uppbyggnad och jordens vattenhalt². För vissa jordarter är K -värdet störst då alla porer är fyllda med vatten såsom är fallet i den mättade zonen. Att bestämma K -värdet är av stor vikt vid flödesberäkningar. Grip & Rodhe (1994) skriver i boken *Vattnets väg från regn till bäck* att K -värdet kan variera flera 10-tals gånger mellan olika jordarter och även inom samma jordart på grund av skillnad i struktur. K -värdet ökar snabbt med porernas storlek och därigenom med kornstorleken hos jorden. Bengtsson (1997) poängterar i boken *Hydrologi – teori och processer* att konduktiviteten även beror på vilken temperatur vattnet har, således har 20 gradigt vatten dubbelt så stort K -värde som nollgradigt vatten.

Grundvattenströmning

Grundvattenflödet sker i grundvattenytans huvudlutningsriktning. Eftersom grundvattenytan i stort följer marktopografin kommer flödet i huvudsak följa samma strömningsvägar som ytvattnet (Lindh & Falkenmark, 1979).

² Vattenhalten i en jord är volymen vatten dividerat med den totala volymen (Bengtsson, 1997).

Flödet i grundvattenzonen kan beskrivas med Darcy's lag (Grip & Rodhe, 1994).

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{dh}{dl} \quad (2)$$

där:

Q = vattenföring [m^3/s]

A = tvärsnittsarea av jorden [m^2]

K = jordens hydrauliska konduktivitet [m/s]

x = sträcka [m]

$\frac{dh}{dl}$ = hydraulisk gradient [m/m]

Genom att dividera båda leden med A kan hastigheten uttryckas som en funktion av gradienten och konduktiviteten. Ekvationen brukar gå under benämningen Darcy-”hastighet” och uttrycker vattenföringen per tvärsnittsarea av marken och har enheten m/s (ekvation 3).

$$v_d = \frac{Q}{A} = K \cdot \frac{dh}{dl} \quad (3)$$

där:

v_d = genomsnittlig vattenhastighet [m/s]

Q = vattenföring [m^3/s]

A = tvärsnittsarea av jorden [m^2]

K = jordens hydrauliska konduktivitet [m/s]

$\frac{dh}{dl}$ = hydraulisk gradient [m/m]

Ekvation 3 uttrycker den genomsnittliga vattenhastigheten, v_d och inte den för vattenpartiklarna verkliga hastigheten (den hastighet som ett perfekt spårämne rör sig med i vatten), v_p , eftersom vatten inte kan rinna genom jordkornen utan endast i porerna (Bengtsson, 1997; Grip & Rodhe, 1994).

För v_p gäller, förutsatt att adsorptionen försummas, att:

$$v_p = \frac{Q}{A_e} = \frac{K}{n} \cdot \frac{dh}{dl} \quad (4)$$

där:

v_p = vattenpartiklarnas hastighet [m/s]

Q = vattenföring [m^3/s]

A_e = effektiv area [m^2]

K = jordens hydrauliska konduktivitet [m/s]

n = porositet [dimensionslös]

$\frac{dh}{dl}$ = hydraulisk gradient [m/m]

Den process med vilken ett kemiskt ämne transporteras med vattenpartiklarnas genomsnittliga hastighet brukar benämnas advektion (Freeze & Cherry, 1979).

Om adsorptionen inkorporeras måste porositeten substitueras mot den effektiva porositeten, n_e i ekvation 4. Samma ekvation ger vid handen att partikelhastigheten blir större än Darcy-hastigheten eftersom porositeten är mindre än 1.

Sambandet gäller för grundvattenströmning i en sorterad jord utan struktur. Bengtsson (1997) påpekar i sin bok *Hydrologi – teori och processer* att Darcy's lag inte är tillämpbar i större sprickor och material grövre än grus. En förutsättning är laminär strömning.

Densitet och vattenlöslighet

Densitet och vattenlöslighet är avgörande för hur ett ämne sprids i vatten. Om ämnet har en högre densitet än vatten sjunker föroreningen. Är densiteten lägre kommer föroreningen att transporteras på grundvattenytan. Då densiteten ligger nära vattnets såsom gäller för PAH kommer en, åtminstone tillfällig, omblandning att ske (figur 5) (Hagberg, 1994; Bengtsson, 1996).

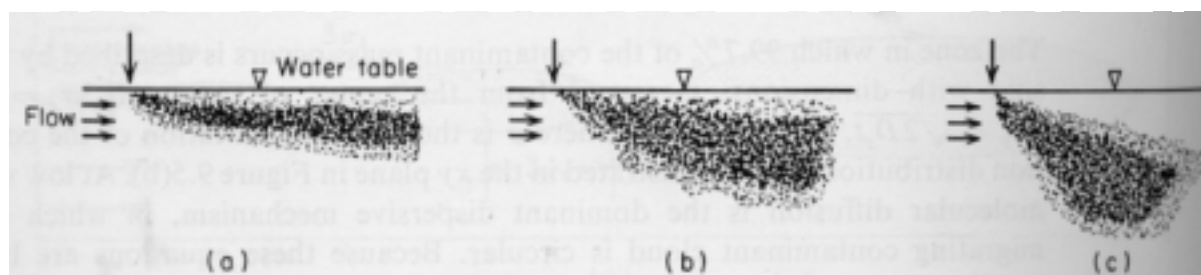


Fig. 5. Figuren visar hur partiklar med olika densitet kan uppföra sig i grundvattenzonen. a) partiklarna har en densitet nära vattnets, b) och c) partiklarna strävar nedåt p.g.a. större densitet. (Källa: Freeze & Cherry, 1979).

Vattenlösligheten är mycket låg för PAH. Enligt Wild & Jones (1995) är lösligheten omvänt proportionell mot molekylvikten. Allmänt gäller att lösligheten beror på variationer i temperatur, tryck, pH och den relativa koncentrationen av andra ämnen i lösning (Bengtsson, 1996). I tabell 2 återfinns lösligheten för ett par PAH, både cancerogena och icke-cancerogena samt för två andra ämnen som jämförelse. Siffran inom parantes anger antalet bensenringar. För de cancerogena PAH understiger lösligheten de icke-cancerogena med en eller flera tiopotenser. Således är lösligheten ca 10000 gånger mindre för benso(a)pyren jämfört med naftalen. Följaktligen uppträder cancerogena PAH normalt sett inte lösta i vatten, istället är de bundna till partiklar.

Tabell 2. Lösligheten för några cancerogena och icke cancerogena PAH samt för ett par andra ämnen^a.

| Ämne ^{b, c} | Löslighet (mg/l) |
|----------------------|------------------|
|----------------------|------------------|

| | |
|-------------------------|--------|
| Bensen | 1750 |
| Naftalen (2) | 31,7 |
| Acenaften (3) | 3 |
| Fluoren (3) | 1,69 |
| Fluoranten (4) | 0,2 |
| PCB | 0,031 |
| Benso(a)antracen* (4) | 0,0057 |
| Krysen* (4) | 0,0018 |
| Benso(b)fluoranten* (5) | 0,001 |
| Benso(a)pyren* (5) | 0,0016 |

^a(Källa: Mercer, 1990; Wild & Jones, 1995).

^b Siffran inom parentes anger antalet bensenringar.

^c * innebär att PAH är cancerogent.

3.5 Kemiska och fysiska processer i grundvattenzonen – en introduktion

Till de i avsnitt 3.4 behandlade hydrogeologiska parametrarna tillkommer ytterligare ett par parametrar, vilka är av vikt vid bestämning av transportväg och koncentrationsförändring. Dessa innefattar: retardation, mekanisk och hydrodynamisk dispersion, diffusion och biologisk nedbrytbarhet.

Retardation

En förorening rör sig inte med den hastighet som advektionen indikerar, utan långsammare på grund av de kemiska processer som verkar i jorden.

En viktig kemisk process är sorption (fastläggning). Bengtsson (1996) delar in sorptionen i tre olika kategorier: jonbyte samt fysisk och kemisk sorption. Den förstnämnda uppstår när det är en elektrostatisk attraktion mellan föreningen i lösningen och mineralpartikeln, det vill säga negativa joner fastnar på positivt laddade partiklar eller tvärtom. Kemisk sorption är ett resultat av reaktioner mellan markpartiklarna och ämnet i lösning. Fysisk sorption är ett resultat av attraktion via van der Waals krafter³. De flesta neutrala (varken positivt eller negativt laddade) organiska föreningar är hydrofoba (icke lösliga i vatten) med fysisk sorption som attraktionsmekanism (Bengtsson, 1996).

Sorptionens magnitud styrs av ämnets typ. Tungmetaller och organiska ämnen fastläggs lätt, medan motsatsen gäller för t.ex. kväve och klorid. Hagberg (1994) påpekar att också den geokemiska miljön eller miljöns kemiska egenskaper såsom surt-basiskt, oxiderande-reducerande, temperatur och fuktighet påverkar sorptionen.

³ Van der Waals krafter är svaga intermolekylära krafter (krafter mellan molekyler) som uppkommer genom elektroners och atomkärnors laddningar.

De PAH som uppträder i vatten kan genomgå kemisk oxidation (Kochany & Maguire, 1994) och utsättas för biodegradation (Hawkins *et al.*, 1995), se vidare avsnitt 3.5 s 18. Kemisk oxidation sker främst i naturliga vatten där det finns fritt syre och/eller hydroxylgrupper.

En annan komponent som styr retardationen är fördelningsfaktorn som är kvoten mellan koncentrationen av ämnet i fråga på jordpartiklar och dess koncentration i vattenfas (ekvation 5).

Fördelningsfaktor, K_d [l/kg]; beräknas enligt formeln:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} = \frac{\text{Koncentration på jordpartiklar (l/kg)}}{\text{Koncentration i vattenfas (kg/l)}} \quad (5)$$

Retardationen kan beräknas om densiteten, fördelningsfaktorn och vattenhalten (antar samma värde som porositeten i den mättade zonen) för materialet är kända (ekvation 6).

$$R = \left(1 + \frac{\rho_d}{n} \right) K_d \quad (6)$$

där:

R = retardationsfaktor [ml/cm^3]

ρ_d = torrdensitet [mg/cm^3]

n = porositet [dimensionslös]

K_d = fördelningsfaktor [ml/g]

Mellan grundvattnets medelhastighet, v_d och retardationen råder följande samband:

$$v_c = \frac{v_d}{R} \quad (7)$$

där:

v_c = föroreningens hastighet [m/s]

v_d = genomsnittlig vattenhastighet [m/s]

R = retardationsfaktor [ml/cm^3]

Mekanisk och hydrodynamisk dispersion

När förorenat vatten rör sig genom ett poröst medium sker en blandning med icke kontaminerat vatten, vilket resulterar i en utspädning. Denna utspädning benämns mekanisk dispersion och verkar både longitudinellt i strömriktningen och lateralt 90

grader mot denna. Fetter (1994) nämner i boken *Applied Hydrology* tre porstorleksrelaterade orsaker till den longitudinella dispersionen: (i) När vätska rör sig genom porer rör den sig snabbare i porens centrum än utmed väggarna. (ii) Delar av vätskan måste röra sig en längre sträcka än andra delar. (iii) Vätska som transporteras i stora porer rör sig snabbare än vätska som färdas i små. Se figur 6.

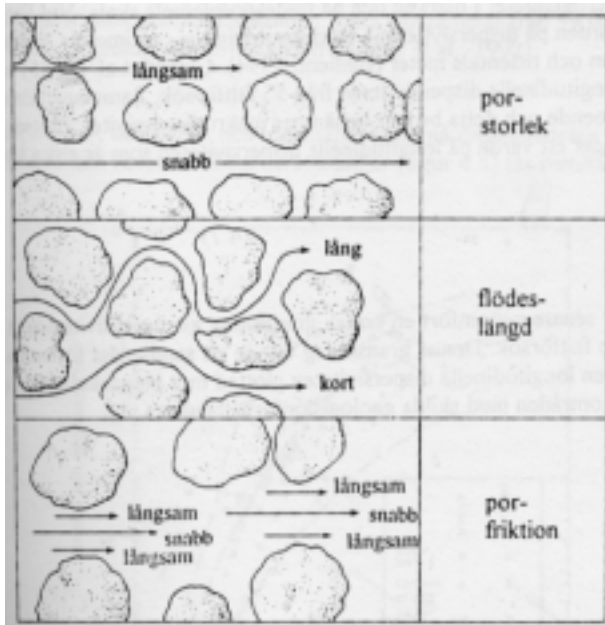


Fig. 6. Porstorleksrelaterade orsaker till longitudinell dispersion. (Källa: Fetter, 1994).

I korthet leder dispersion till att koncentrationen av en förorenad lösning minskar med avståndet från källan. Föroreningen kommer att i högre grad spridas i grundvattenströmningens riktning än lateralt till denna eftersom den longitudinella dispersionen är större än den laterala. En kontinuerlig utsläppskälla orsakar därför en plymliknande spridningsmodell (figur 7) (Freeze & Cherry, 1979).



Fig. 7. Spridningen i x- och y-led från en tänkt kontinuerlig källa. (Källa: efter Freeze & Cherry, 1979).

Den mekaniska dispersionen kan uttryckas som produkten av den genomsnittliga vattenhastigheten och en faktor som benämns den dynamiska dispersiviteten, a_L . Sambandet kan skrivas:

$$\text{Mekanisk dispersion} = a_L \cdot v_d \quad (8)$$

där:

a_L = dynamisk dispersivitet [m]

v_d = genomsnittlig vattenhastighet [m/s]

Den dynamiska dispersiviteten är ett mått på hur mycket en förorening sprids i en akvifär. Den är beroende av flödesproblemets skala (högre värde ju längre sträcka den mäts över) och heterogeniteter i marken, exempelvis sprickor (Bengtsson, 1996).

Följande samband gäller enligt Fetter (1994) för flödesvägar kortare än 3500 meter.

$$a_L = 0,0175L^{1,46} \quad (9)$$

där:

a_L = dynamisk dispersivitet [m]

L = flödeslängd [m]

I laboratorier har man fastställt den mekaniska dispersionen till att vara i storleksordningen centimetrar. Fetter (1994) nämner även en annan typ av dispersion som är flera magnituder större. Den kallas makrodispersion, är i storleksordningen meter och orsakas av heterogeniteter i akvifärer. Makrodispersionen behandlas inte vidare eftersom den inte ingår i transportekvation 1.

Då det är omöjligt att skilja på diffusion (se stycket nedan) och mekanisk dispersion i grundvatten har ytterligare en term introducerats som kallas hydrodynamisk dispersionskoefficient, D_L (Fetter, 1994). Den tar hänsyn till både diffusion och mekanisk dispersion (ekvation 10).

$$D_L = a_L v_d + D^* \quad (10)$$

där:

D_L = hydrodynamisk dispersionskoefficient [m^2/s]

a_L = dynamisk dispersivitet [m]

v_d = genomsnittlig vattenhastighet [m/s]

D^* = diffusion

Diffusion

Diffusion innebär att joner och molekylära föreningar lösta i vatten tenderar att röra sig från områden med hög koncentration till områden med lägre koncentration. Storleksordningen på diffusion kan variera kraftigt beroende på vilka joner och

kemiska föreningar som är inblandade. När det gäller PAH är diffusionen försumbar även då det gäller långa tidsperspektiv (personlig kommunikation, Englov, P., VBB VIAK AB, Malmö, 2000). Begreppet tas därför inte upp mer ingående.

Organiskt material och bakteriell nedbrytning

Polyaromatiska kolväten fastläggs mycket starkt till jordarter med en hög andel organiskt material. I de fall en hög andel organiskt material förekommer transporteras därför endast en mycket liten del eller inget vidare till grundvattnet. De PAH som fastläggs till partiklar på markytan och i den övre delen av markprofilen har bäst förutsättningar för att brytas ned av bakterier (biodegradation). Nedbrytningen går långsammare längre ned i jordlagren. Allmänt gäller att PAH med lägre molekylvikt (färre bensenringar) bryts ned snabbare jämfört med tyngre PAH (Wild & Jones, 1995). De är svårt att säga i vilken omfattning biologisk nedbrytning förekommer i den mättade zonen. En viss nedbrytning kan inte uteslutas (personlig kommunikation, Englov, P., VBB VIAK AB, Malmö, 2000; Hagberg, 1994).

3.6 Interpolation – en introduktion

Interpolation syftar till att utifrån ett begränsat antal mätningar eller provtagningar beskriva den spatiala fördelningen av en undersökningsvariabel i ett område; i det här fallet PAH. Enkelt uttryckt innebär interpolation en skattning av värden för platser som ligger mellan kända punkter. Allmänt sett gäller att interpolationsresultatet står i direkt proportion till hur många datapunkter som används inom ett givet område; ju fler provtagningspunkter desto säkrare resultat. Eftersom provtagningar i fält ofta är kostsamt försöker man med så få datapunkter som möjligt beskriva områdets rumsliga fördelning av variabeln. För få datapunkter kan dock få till följd att dessa får representera för stora områden och att tillförlitligheten efter interpolation reduceras.

Rumslig autokorrelation

Fundamentalt för interpolation är att det finns en s.k. rumslig autokorrelation mellan de uppmätta värdena. Begreppet rumslig autokorrelation innebär att två värden nära varandra är mer lika varandra än två värden som ligger långt ifrån varandra (Burrough & McDonnell, 1998). Alla kontinuerliga rumsliga variabler är autokorrelerade. Olika variabler kan vara olika starkt autokorrelerade. När det gäller utsläpp av föroreningar så kan autokorrelationen vara alltifrån stark till svag på samma avstånd. Graden av autokorrelation bör beaktas vid val av interpolationsmetod (Eklundh, 1999).

Noggrannhetsutvärdering

Bortplockade datapunkter från det material som skall interpoleras kan tjäna till att utvärdera noggrannheten i den yta som beräknats. Beroende på antalet punkter används ca 1/3 till hälften av punkterna för utvärdering (personlig kommunikation, Pilesjö, P., Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet, 2000). Viktigt är att punkterna som skall användas för utvärdering inte tas med i själva interpoleringen.

Vidare skall utvärderingsdata plockas bort slumpmässigt. För att tillgodose detta skapades ett slumptalsprogram i VisualBasic. Som ett mått på felet i den framinterpolerade ytan beräknas ett RMS-värde. RMS står för engelskans Root Mean Square och beräknas på följande sätt: Summan av kvadraten på differensen i punkterna mellan utvärderingsdata och de framinterpolerade värdena beräknas varefter detta tal delas med antalet punkter för att få fram ett medeltal. Till sist tas roten ur medeltalet. RMS-värdet symboliserar alltså ett genomsnittsfel i materialet. Noggrannheten i en given punkt, vilken som helst, antas i snitt inte vara högre än vad RMS-värdet indikerar.

Att välja interpolationsmetod

Att välja rätt interpolationsmetod kan många gånger vara svårt. Olika interpolationsmetoder fungerar olika bra för olika variabler och punktfördelningar.

I GIS-programmet MapInfo's tillägsprogram Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999) finns fem olika interpolationsmetoder. I arbetet användes fyra metoder: Kriging, Natural Neighbourhood (NN), avståndsviktad medelvärdesinterpolation (IDW, *inverse distance weighting*) och triangulering (TIN, *triangular irregular network*).

Enligt MapInfo Corp (1999) är Kriging lämplig att användas för kemiska halter i jord och för den typ av distribuering av datapunkter som finns i området. Kriging ger ett mått på autokorrelationen, trender i materialet och producerar ett felvärde (läs mer om varje interpolationsmetod nedan). Dessutom kan man utifrån analys av det semivariogram som beräknas få information om den största storlek som sökfönstret bör ha för de andra interpolationsmetoderna.

En annan interpolationsrutin som lämpar sig för kemiska halter i mark och den typ av distribuering av punkter som återfinns i området är IDW.

En tredje interpolationsrutin som användes var en variant av Natural Neighbour. Till skillnad från de andra två metoderna är metoden inte avståndsviktad utan areaviktad.

Förutom ovan nämnda interpolationsmetoder användes triangulering för att skapa en kontinuerlig grundvattenyta.

Interpolationsmetoder – en beskrivning

Nedan beskrivs de metoder som använts i arbetet, IDW, NN, Kriging och TIN.

För alla tre metoderna gäller att man utifrån en fil med punktdata (varje punkt har ett värde och plankoordinater) skapar en ytmodell med kontinuerliga värden. Ytmodellen är uppbyggd som ett raster med ett antal kvadratiska celler som i sin tur bildar ett antal noder (definieras i arbetet som en cells mittpunkt) som var och en innehåller framinterpolerade värden. De värden som ligger till grund för interpoleringen kommer

med all sannolikhet inte att sammanfalla exakt med en nod i rastret. Nodernas värden bestäms av den matematiska algoritmen som ligger till grund för beräkningarna. För samtliga metoder gäller också att man kan bestämma hur många datapunkter som skall ligga till grund för de framinterpolerade värdena alternativt ange en sökradie inom vilken punkterna skall tas med. Innan interpolationen körs ges möjlighet för aggregering av datapunkter. För att erhålla en jämnare fördelning av punkter kan man låta datorn beräkna ett medelvärde för de punkter som ligger inom en bestämd radie från varje punkt.

Avståndsviktad medelvärdesinterpolation (IDW)

En av de vanligaste interpolationsmetoderna är IDW som bygger på viktade medelvärden. Varje cell i matrisen interpoleras genom att medelvärdet för ett antal näraliggande punkter beräknas och sätts in i cellen. Punkter som ligger långt bort från cellen skall ha mindre inflytande på resultatet än punkter som ligger nära. Som namnet antyder används det inverterade avståndet till punkterna som viktning. Algoritmen skrivs som (Eklundh, 1999):

$$z(x_p) = \frac{\sum_{i=1}^n z(x_i) * \frac{1}{d_i^k}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^k}} \quad (11)$$

där:

$z(x_p)$ = är det interpolerade värdet

n = är antalet punkter

$z(x_i)$ = är värdet för punkt i

d_i = är avståndet mellan punkt i och punkt p

k = är en distansviktning

Enligt algoritmen så multipliceras varje värde i täljaren med sin viktning och summeras. I nämnaren summeras alla vikterna. På så sätt normaliseras viktningarna och totalsumman blir 1. Exponentens värde (k) bestämmer hur stort inflytande punkter på olika avstånd skall få. Om k antar värdet 0 får varje vikt värdet 1 vilket resulterar i ett oviktat medelvärde eftersom nämnaren blir lika med n . Om k däremot antar värdet 1 blir varje punkt viktad i direkt proportion till sitt avstånd från den interpolerade cellen. Då k ökas till 2 får närliggande punkter en ännu högre viktning än de som ligger längre bort, detta i proportion till kvadraten på det inverterade avståndet.

En svårighet med IDW är att välja sökfönstrets storlek. Med sökfönster avses det område inom vilket punkter används för interpolation. Ett stort sökfönster och därmed många indatapunkter innebär att medelvärdet går mot det globala medelvärdet. Om distribueringen av punkter är ojämnt fördelad, d.v.s. fler punkter finns i en riktning än i en annan, kan det i vissa fall vara klokt att dela upp sökfönstret i sektorer. Ytterligare ett problem som tas upp i Eklundhs (1999) bok *Geografisk informationsbehandling* är den "bulls-eye-effekt" som lätt kan uppkomma då punkter får ett för stort inflytande på den cell de ligger nära.

Natural Neighbour (NN)

Natural Neighbour är en geometrisk skattningsteknik och kan fungera som en areaviktad interpolationsmetod. Metodiken är enkel. Runt datapunkterna skapas oregelbundna thiessen-polygoner. Polygonerna omger varje punkt på ett sätt som gör att från varje begränsningslinje är avståndet till de två närmsta punkterna lika (figur 8). Varje polygon, i Vertical Mappers handmanual kallade Natural Neighbourhood-områden, tilldelas det värde som dess mittpunkt har (MapInfo Corp, 1999).

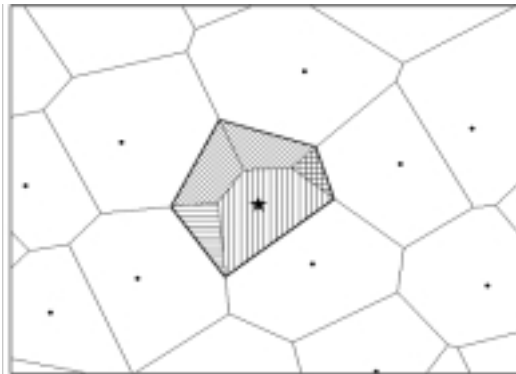


Fig.8. Visar thiessenpolygoner för en punktfil samt en polygon som skapats runt en nod. (Se vidare text). (Källa: MapInfo Corp, 1999).

Därefter rastreras ytan som skall interpoleras, härigenom bildas ett antal noder. Antingen tilldelas noderna de underliggande polygonernas värden. Eller så används en linjär lösning där arean utgör viktningfaktor. För varje nod beräknas i tur och ordning temporärt nya thiessen-polygoner som överlappar de förra i olika grad. Värdet för respektive nod beräknas som ett medelvärde av de ingående datapunkterna. Där varje datapunkt är viktad proportionellt mot den area som ingår i den för noden framtagna thiessen-polygonen (MapInfo Corp, 1999).

Kriging

En interpolationsmetod som bl.a. diskuteras i Burrough & McDonnell's (1998) bok *Principles of Geographical Information Systems* är Kriging som grundar sig på geostatistik. Metodiken bygger på avståndsviktade medelvärden, likt IDW. Kriging bygger vidare på antagandet att den rumsliga variationen hos en kontinuerlig variabel generellt sett är för komplicerad för att modelleras utifrån en matematisk funktion (Eklundh, 1999). Istället bör den behandlas som en stokastisk variabel, alltså som en statistisk slumpvariabel.

Kriging bygger på att ett s.k. experimentellt variogram beräknas för de datapunkter som finns. Först måste semivariansen beräknas enligt:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2m} \sum_{i=1}^m [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (12)$$

där:

$\hat{\gamma}(h)$ = den skattade semivariansen,

$z(x_i)$ = mätvärdet av attribut z i punkt x_i ,

$z(x_i + h)$ = mätvärdet av attribut z i en jämförelsepunkt

m = antalet möjliga parvisa jämförelser i materialet

h = avståndet mellan två punkter⁴

Beräkningen kan delas upp i tre steg:

1. Först beräknas avstånden mellan ingående datapunkter. Det vill säga för varje enskild punkt beräknas avstånden till resterande punkter.
2. Användaren ansätter ett värde på h . För alla par av punkter som ligger på ett avstånd h eller mindre från varandra beräknas kvadraten på differensen av mätvärdena av attribut z .
3. Differenserna summeras och divideras med antalet möjliga parvisa jämförelser i materialet multiplicerat med en faktor 2.

För att lättare förstå vad begreppet semivarians innebär kan följande frågeställning formuleras: Hur mycket skiljer sig i genomsnitt värdena mellan två godtyckliga punkter åt, som ligger på ett givet avstånd h från varandra, i materialet? Semivariansen är ett mått på detta.

På variogrammets x-axel återfinns semivariansen, $\hat{\gamma}(h)$ och på dess y-axel avståndet, h (figur 9). Väl framtaget kan det experimentella semivariogrammet ge värdefull information om den rumsliga autokorrelationen för den undersökta variabeln.

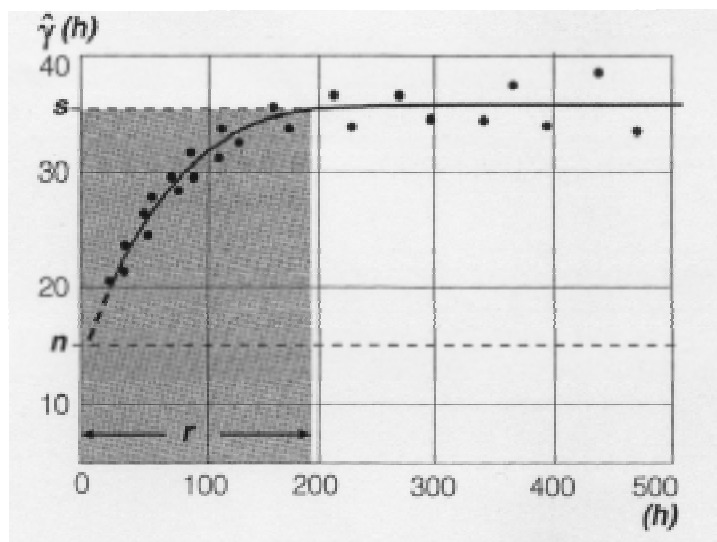


Fig. 9. Experimentellt semivariogram där r betecknar range, s sill och n nugget (se vidare texten; Källa: Eklundh, 1999, s 187).

⁴ h är egentligen en avståndsvektor, men behandlas här som ett vanligt avstånd.

För två närbelägna punkter är semivariansen i allmänhet låg. När avståndet mellan punkter ökar så ökar även skillnaden i mätvärde mellan dem, det vill säga semivariansen blir högre. I idealfallet kan en väl definierad "range" (r) och "sill" (s) avläsas i variogrammet (figur 9). "Range" betecknar det avstånd då den rumsliga autokorrelationen blir slumpmässig. Det finns inte längre något rumsligt beroende i materialet. Det spelar ingen roll om avståndet ökas mellan punkterna, semivariansen förblir densamma. Värdet av "range" är av betydelse vid en viktad medelvärdesinterpolation, eftersom det blir ett mått på den största storlek sökfönstret bör ha, något som utnyttjades vid interpolationsförsöken med IDW och NN. Semivariansens värde på detta avstånd betecknas "sill".

En eller flera matematiska funktioner (högst sex i MapInfo's tillägsprogram Vertical Mapper) används för att anpassa en funktion till punkterna (MapInfo Corp, 1999). Funktionen ligger till grund för den viktning som används vid den avståndsviktade medelvärdesinterpolationen. Lutningen på kurvan fram till range är ett mått på autokorrelationens styrka.

En sista parameter som är av särskild vikt är det värde som benämns "nugget" och som kan avläsas på y-axeln då funktionen extrapoleras ut till denna. "Nugget" (figur 9) utgörs av rumsligt icke-autokorrelerad variation (Eklundh, 1999). Variationen eller bruset kan tolkas som ett resultat av det slumpmässiga fel som finns i data. Om "nugget" är stor i förhållande till "sill" är interpolation meningslös.

En fördel med Kriging är det grid med interpolationfel som skapas för varje genererad ytmodell. På detta sätt kan man direkt se var i ytmodellen osäkerheten är som störst (Eklundh, 1999). Hur snabbt semivariogrammet går att bygga upp bestäms av hur många riktningar som analyseras. I de interpolationer som genomfördes analyserades både en och två riktningar, det senare innebar en öst-västlig och nord-sydlig riktning. Om semivariansen skiljer sig markant mellan de två riktningarna kan man anta att materialet är anisotropt (MapInfo Corp, 1999).

Fördelarna med Kriging kan sammanfattas i fyra punkter:

- Variogrammet ger ett mått på autokorrelationen.
- Variogrammet visar på vilket avstånd autokorrelationen verkar.
- Varje gång Kriging körs produceras ett grid med uppskattade interpolationsfel.
- Det är möjligt att analysera datapunkterna i flera riktningar för att upptäcka eventuell anisotropi.

Tyvärr inkluderar Kriging också svårigheter. En svårighet som tas upp av Eklundh (1999) är att välja rätt antal punkter som skall analyseras för varje givet avstånd och även vilket värde detta skall tilldelas. Burrough & McDonnell (1998) betonar svårigheten med att anpassa en matematisk funktion till variogrammet, något som kräver lång erfarenhet och skicklighet.

Triangulering (TIN - Triangular Irregular Network)

Ett triangelnät skapas i vektordata genom att ett område delas in i trianglar och används bland annat för att skapa höjdytor från punktnät (Eklundh, 1999). I ett TIN anpassas oregelbundna trianglar till punkterna så att varje punkt bildar hörn i en eller flera trianglar. De fasetter som uppkommer avspeglar terrängens form. Vilka punkter som skall bilda en triangel bestäms genom att låta en cirkel tangera punkterna var för sig. I de fall cirkeln omsluter endast tre punkter bildas en triangel (MapInfo Corp, 1999).

I MapInfo's tillägsprogram Vertical Mapper finns möjligheten att jämna ut sitt TIN till ett kontinuerligt grid med en polynomfunktion. Polynomet beräknar nya värden för varje cell baserat på omkringliggande trianglars egenskaper såsom area, lutning och geografisk riktning. Resultatet innebär att trianglarnas ytor och kanter blir jämnare. Hur algoritmen fungerar mer ingående kan läsas i Vertical Mapper's handmanual (MapInfo Corp, 1999).

4 Data

Jord- och grundvattenprover

Jordprover har tagits i sammanlagt 288 punkter på varierande nivåer sedan våren 1998 till 2001. Huvudsakligen är dessa tagna i Bo01-området men även i sandutfyllnaderna i östra delen. Punkternas geografiska fördelning är baserad på typ av deponeringsmaterial, förekomst av flyktiga ämnen samt att man ville ha en täckning över hela området. Jordproverna är tagna i provgropar eller med skruvborr. Proven är samlingsprov, vilket innebär att flera prov tagits inom ett intervall, slagits samman och sedan analyserats. Totalt uppgår antalet prov till över 600 stycken. Medelhalten för respektive ämne återfinns i tabell 3. Observera att medelhalten tagits endast för de prover som finns i delområdena från 1956-57, 1966, 1967, 1975, 1980 och 1980-1987 (sammanlagt 593 prover). Resten av proverna befinner sig i det sandutfyllda området.

Tabell 3. Medelhalt för respektive ämne.

| Ämne | Medelhalt^a (mg/kg TS) |
|------------------------|---|
| Benso(a)antracen | 0,58 |
| Krysen | 0,56 |
| Benso(b)fluoranten | 0,52 |
| Benso(k)fluoranten | 0,28 |
| Benso(a)pyren | 0,57 |
| Indenol(1,2,3-cd)pyren | 0,32 |
| Dibens(a,h)antracen | 0,060 |

^a Medelhalten har tagits endast för de prover som finns i delområdena från 1956-57, 1966, 1967, 1975, 1980 och 1980-1987.

Sedan våren 1998 är totalt sett 30 grundvattenprover analyserade med avseende på PAH. Fördelningen av dessa baseras på samma kriterier som ovan.

Jord- och grundvattenproverna skickas till Svensk Grundämnesanalys AB, Luleå. Detektionsgränsen för olika PAH varierar. I de fall halten underskrider detektionsgränsen har mätvärdet halverats innan det använts i olika analyser. Beslutet att halvera mätvärdena har skett i samråd med Peter Englov, VBB VIAK AB, Malmö (personlig kommunikation, 2000).

Geologisk data

För att studera geologi och typ av fyllnadsmassor i västra hamnen användes data från sammanlagt över 150 punkter. Beskrivningar och tolkningar har gjorts av geologer i fält såväl som vid VBB VIAK AB's avdelning för geologi och grundvatten, Malmö. Främst har man använt sig av provgröpar och skruvprovtagning vid beskrivningarna, men metoderna varierar och uppgår till ett tiotal.

Grundvatten- ytmodell

Indata till ytmodellen av grundvatten utgörs av avläsningar i 47 punkter. Endast grundvattennivåer i observationsrör har använts. Avläsningarna är gjorda under september 1998.

Koordinatsystem

Genomgående har Malmö lokala höjdsystem och plana koordinatsystem använts. I Malmö skall 0,131 meter adderas till rikets höjder (RH70) för att höjder i Malmö lokala höjdsystem skall erhållas.

Malmö GeoAtlas

Ovan nämnd data är lagrad i Malmö GeoAtlas. För att kunna hantera och lagra data samt söka ut information har en relationsdatabas byggts upp i programmet Access. I databasen ligger informationen lagrad i tabeller och kolumner där dessa kan länkas samman genom en gemensam kolumn, en s.k. primärnyckel.

I arbetet har nya tabeller skapats genom sammanslagningar av olika kolumner, ibland har även beräkningar utförts innan tabellerna har exporterats till MapInfo (MapInfo Corp, 1996). Väl i MapInfo har tabellerna kopplats bort från databasen.

I GeoAtlasen finns olika urvalsfunktioner, t.ex. kan man söka ut vissa punktnummer med information om en speciell variabel. Variabeln kan utgöras av halter av grundvatten eller jordprover, geologiskt material, laborationsanalyser o.s.v.

5 Metoder

5.1 Implementering av GIS för att beräkna koncentrationen av en förorening utmed en flödesväg

Antaganden

För att kunna applicera ekvation 1 (avsnitt 3.3) under de förhållanden som råder i Kvarteret Bilen måste vissa antaganden göras:

- Varje enskild geologisk enhet är isotrop och homogen (egenskapen har samma värde i alla riktningar respektive i varje punkt). I realiteten gäller antagandet förmodligen bara det delområde som utfyllts med finsand. För den västra delen är förenklingen kraftig. I själva verket kan större delen av vattnet transporteras genom olika hålrum som uppkommit i samband med dumpning.
- Den bakteriella nedbrytningen av PAH i grundvattenzonen är försumbar.
- Ingen hänsyn tas till de eventuella tryck som kan uppstå under grundvattenytan och som kan påverka föroreningens spridning.

Metodik

Kvarteret Bilen delades in i geologiska enheter (figur 10). En förenklad uppdelning gjordes baserad på de uppgifter om geologin som finns från området i fråga. De geologiska uppgifterna finns att tillgå i Malmö GeoAtlas. Digitaliseringen utfördes i MapInfo (MapInfo Corp, 1996).

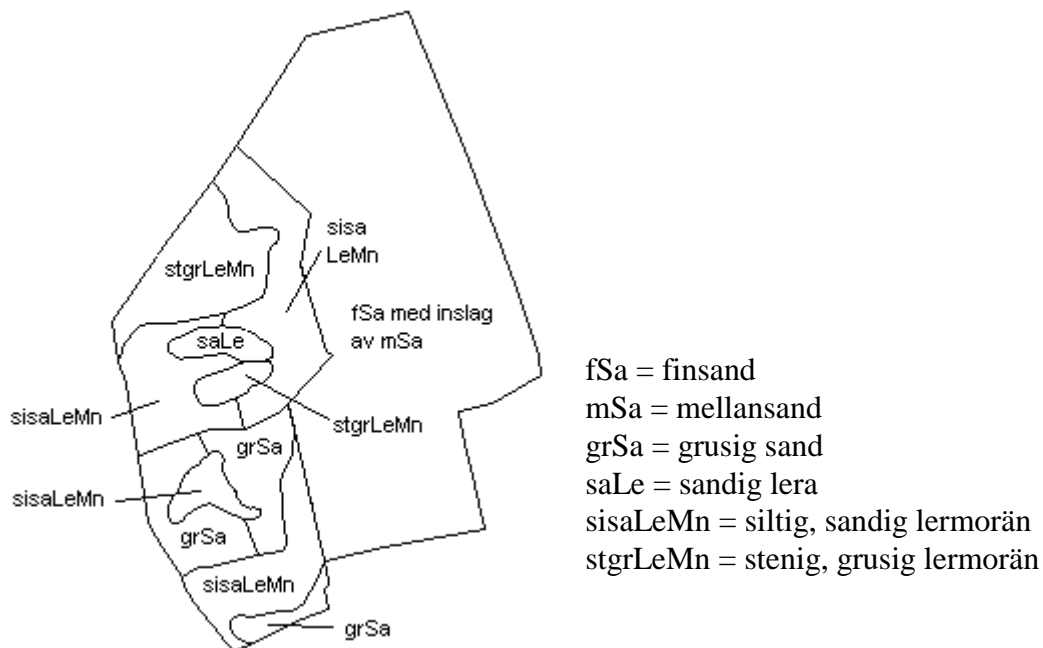


Fig. 10. Kvarteret Bilen delades upp i olika geologiska enheter.

Information om följande grundparametrar (källa inom parentes) inhämtades för det aktuella området:

- Hydraulisk konduktivitet, K [m/s] (togs fram i samarbete med VBB VIAK AB, Malmö)

- b. Effektiv porositet, n_e (togs fram i samarbete med VBB VIAK AB, Malmö)
- c. Porositet, n (togs fram i samarbete med VBB VIAK AB, Malmö)
- d. Torrdensitet, ρ_d [g/cm^3]; beräknas som ett materials skrymdensitet, ρ dividerat med dess vattenhalt, w plus 1, enligt (Möller, 1998):

$$\rho_d = \frac{\rho}{w} + 1. \quad (13)$$

- e. Fördelningsfaktor, K_d [l/kg] (beräknades enligt ekvation 5, avsnitt 3.5).

I enlighet med ekvation 3 behövs en hydraulisk gradient för att beräkna grundvattnets medelhastighet. Gradienten (refererad till som karta 1) skapades genom triangulering (avsnitt 3.6). Ytan rasterades och cellstorleken sattes till $5,19 \times 5,19$ meter⁵. Cellstorleken bestämdes utifrån kriteriet att det skulle gå lätt att, för hand, urskilja flödesvägar. Samtidigt fick inte cellstorleken väljas för stor då konsekvensen blivit att väldigt få celler utgjort flödesvägarna. Den beräknade grundvattenytan kan studeras i figur 4, s 6.

Utifrån ovan nämnda grundparametrar samt hydrauliska gradienten kunde samtliga i ekvation 1 ingående parametrar bestämmas. Som ett led i bestämningen skapades rasterade ytor på följande sätt:

Den digitaliserade kartan dublicerades fem gånger så att en tabell erhöles för varje ingående grundparameter (a-e). I tabellerna infördes specifik information för varje polygon (totalt 11 stycken). Således kunde en tabell innehålla information om torrdensitet, en annan information om hydraulisk konduktivitet o.s.v. (figur 11).

| | polygoner | K_värde | geologiskt_mtr | sort |
|--------------------------|-----------|---------|----------------------|------|
| <input type="checkbox"/> | 1 | 5e-005 | fSa med inslag av mS | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 2 | 1e-009 | sisaleMn | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 3 | 0.003 | grSa | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 4 | 1e-009 | sisaleMn | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 5 | 1e-007 | stgrleMn | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 6 | 1e-010 | sale | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 7 | 1e-007 | stgrleMn | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 8 | 0.003 | grSa | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 9 | 0.003 | grSa | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 10 | 1e-009 | sisaleMn | m/s |
| <input type="checkbox"/> | 11 | 1e-009 | sisaleMn | m/s |

Fig. 11. Exempel på en av de tabeller som skapades i MapInfo I detta fall information om hydraulisk konduktivitet (K-värde) för var och en av polygonerna. (Källa: MapInfo Corp, 1996).

⁵ VBB VIAK har tidigare interpolerat en grundvattenyta i området men med något färre punkter. Cellstorleken sattes då till 5,19 meter. För att kunna jämföra ytorna användes cellstorleken 5,19 meter även för grundvattenytan i arbetet.

I nästa steg rasterades samtliga kartor (vektor till raster) genom funktionen "Region to Grid" i MapInfo's tillägsprogram Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999). Cellstorleken sattes även här till 5,19 meter.

Följande kartor rasterades (gradienten utgör karta 1, se ovan):

- Fördelningsfaktor (karta 2)
- Torrdensitet (karta 3)
- Porositet (karta 4)
- Effektiv Porositet (karta 5)
- Permeabilitet (karta 6)

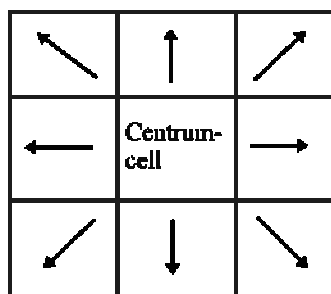
Genom att använda antingen kalkylatorn, ("Grid Calculator"), i Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999) eller programmera i MapBasic modulen (MapInfo Corp, 1996), kan olika matematiska operationer utföras mellan kartorna.

Enligt Darcy's lag, ekvation 4, multiplicerades karta 6 med karta 1 (hydraulisk gradient) och dividerades med karta 5 för att erhålla vattenpartiklarnas medelhastighet.

I nästa steg beräknades retardationen enligt ekvation 6 som: $1 + \text{karta 3} / \text{karta 4}$ dividerat med karta 4 multiplicerat med karta 2.

Nästa del innefattar en bestämning av den flödesväg som föroreningen kommer att anta från dess utsläppspunkt, vilket naturligtvis bara kan ske med exakt vetskap om de geologiska förhållandena. Flödesvägen bestämdes utifrån den producerade grundvatten-ytmodellen enligt nedan, även om det innebar en kraftig förenkling:

Ett vanligt förekommande sätt på vilket flödesriktningen kan bestämmas och som bland annat används av GIS-programvaran ARC/INFO:s gridmodul är följande:



Föroreningen kan bara transporteras i en av 8 möjliga riktningar (figur 12). Ett filter om 3x3 rutor placeras i tur och ordning över var och en av alla celler så att varje cell får agera centrumcell. För varje centrumcell undersöks de 8 grannarnas höjdvärden medurs. Transporten sker alltid mot den av de 8 granncellerna som har lägst höjdvärde. Efter att alla celler analyserats kan en karta produceras med flödesriktningar.

Fig. 12. Föroreningen kan transporteras i en av 8 möjliga riktningar.

Två flödesvägar bestämdes. Flödesvägen från utsläppet i punkt A1 till punkt A2 samt från B1 till B2 finns återgivna i figur 13. I figur 13a finns en interpolerad grundvattenyta (se även grundvattenkarta fig. 4, s 6) samt ”geologiska” gränser.

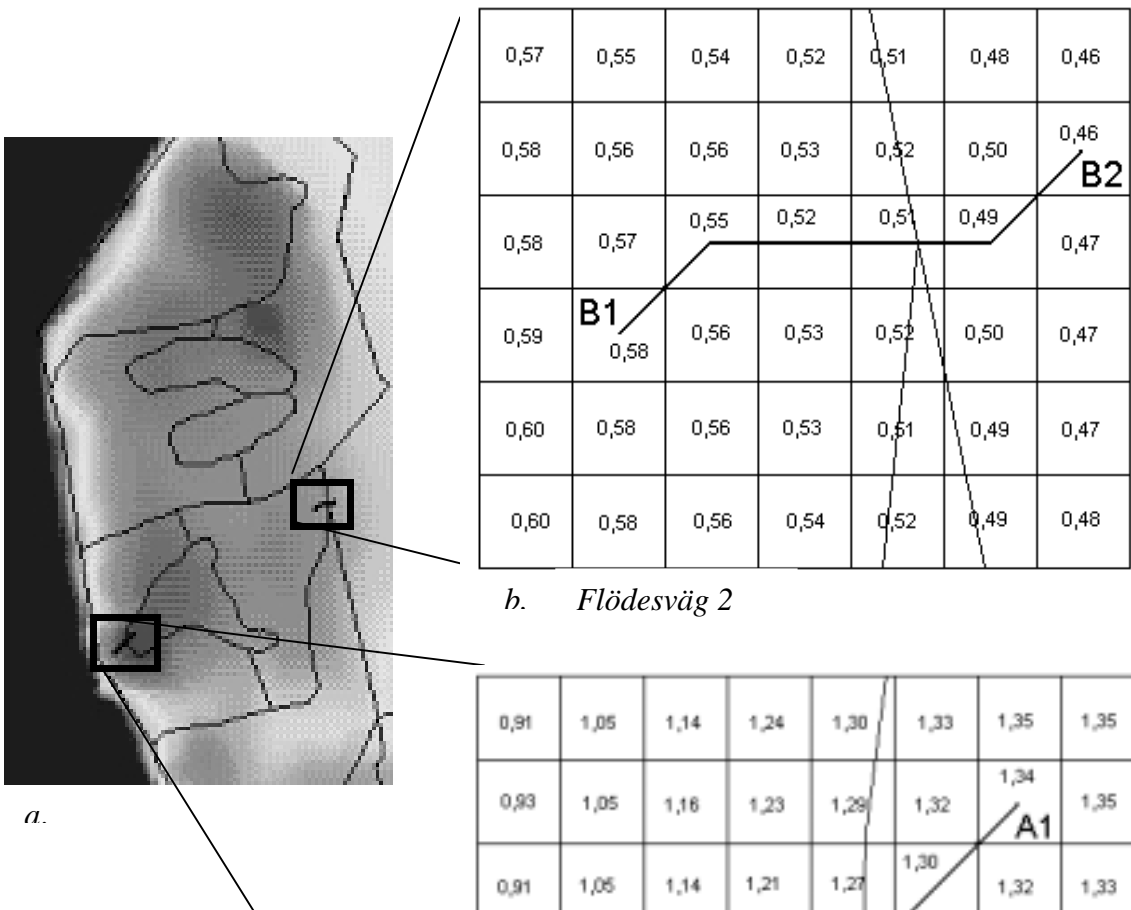


Fig. 13.
Visar de två
flödesvägarna för
vilka beräkningar
utfördes. Rastervärdena
visar grundvattenytans
läge i m ö h. Röd färg
indikerar hög nivå.

I de fall flödesriktningen diagonalt korsade en cell, beräknades flödesvägen som hypotenusan av cellens kateter. Koncentrationen kan beräknas för varje cell utmed flödesvägen eller endast för en enstaka cell vid en given tid. Genom att utföra samma beräkning för samma cell/er men med en annan tidsfaktor kan jämförelser göras. Förutsatt att flödesvägen befinner sig inom samma geologiska enhet är förändringen i koncentration för varje pixel ett direkt resultat av avståndet och gradienten till utsläppspunkten. Flödeslängden ingår dels direkt i ekvation 1 och dels indirekt för att beräkna longitudinella dispersionskoefficienten (ekvation 10).

| | | | | | |
|--|------|--------------------|------|------|------|
| | | | | | |
| | | Grusig sand | | 1,56 | ↙ |
| | | 1,56 | 1,56 | ↙ | 1,56 |
| | | Sandig lera | ↘ | 1,56 | 1,56 |
| | 1,38 | ↙ | 1,38 | 1,56 | 1,56 |
| | ← | ← | 1,38 | 1,38 | 1,38 |
| | | | | | |

Resonemanget ovan gäller inte om flödesvägen skär genom olika geologiska enheter. Inträffar detta måste permeabilitet, porositet, effektiv porositet och torrdensitet medelvärdebildas. Värdet för varje parameter summeras, cell för cell, utmed flödesvägen. Summan divideras sedan med totala sträckan i meter, se exempel i figur 14.

Fig. 14. Ett exempel på medelvärdesbildning av densitet. I figuren förekommer två olika material: grusig Sand och sandig Lera, med densiteterna 1,56 respektive 1,38. Pilarna utgör flödesvägen. För att räkna ut den genomsnittliga densiteten för flödesvägen i figuren, kan följande uttryck tecknas:

$$\frac{(1,56 \times \text{hypotenusan för } 2,5 \text{ celler} + 1,38 \times \text{hypotenusan för } 1,5 \text{ celler} + 1,38 \times \text{kateten för } 2 \text{ celler})}{\text{totala flödeslängden}}$$

Beräkningar utfördes för två flödesvägar, betecknade 1 och 2. För flödesväg 1 (figur

13 och 15) användes tiden 100 respektive 200 år i beräkningarna. Vidare beräknades koncentrationen för flödesväg 1 i två punkter, 14,7 meter och 36,7 meter från utsläppskällan (figur 15).

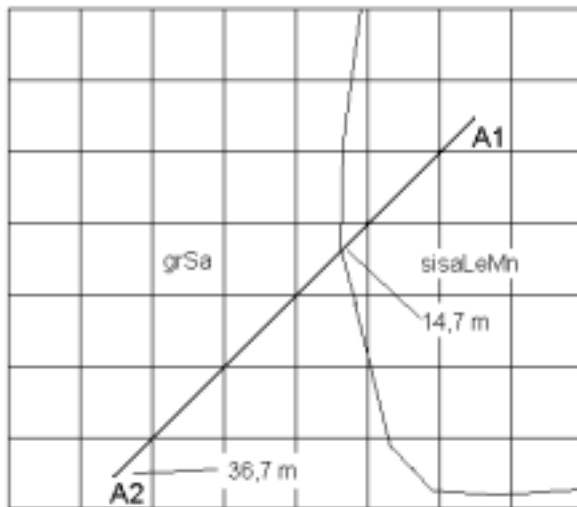


Fig. 15. För flödesväg 1 beräknades koncentrationen i två punkter, 14,7 och 36,7 meter från utsläppspunkten, A1 (grSa=grusig sand; sisaLeMn= siltig, sandig lermorän).

Flödesvägarnas geografiska placering valdes utifrån två kriterier. Det första kriteriet innebar att föroreningen måste transporteras genom minst två olika geologiska material. Det andra kriteriet hänförde sig till det faktum att ekvation 1 är framtagen för porösa material (Freeze & Cherry, 1979). Således förlades flödesvägarna till delar av Kvarteret Bilen med förhållandevis porösa material. Den kortare flödesvägen bestämdes utifrån kriteriet att föroreningen skulle transporteras enbart genom ett material, medan den längre flödesvägen inte bestämdes utifrån några speciella villkor.

För flödesväg 2 (figur 13 och 16) användes tidsintervallet 500 och 800 år. Beräkningar utfördes för avstånden 17,7 och 30,3 meter från utsläppskällan. Den geografiska placeringen för flödesväg 2 och de avstånd som användes baserades på samma grunder som för flödesväg 1.

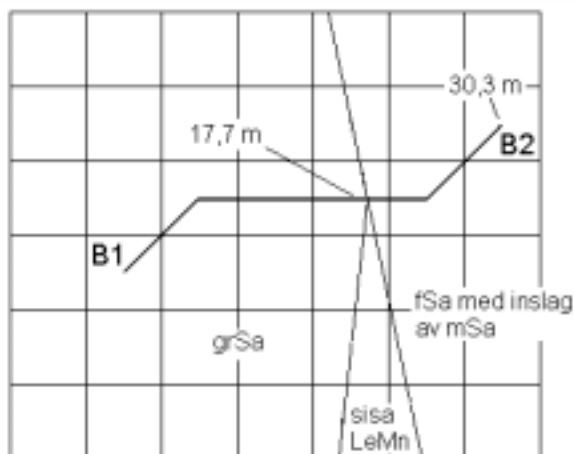


Fig. 16. För flödesväg 2 beräknades koncentrationen i två punkter, 17,7 och 30,3 meter från utsläppspunkten, B1. (grSa= grusig sand; fSa= finsand; mSa= mellansand; ssaLeMn= siltig, sandig lermorän).

5.2 PAH:s variation i halt – en analytisk undersökning i tre dimensioner

För att någorlunda heltäckande undersöka hur halten PAH i Bo01-området varierar från den omättade till den mättade zonen krävs att ett mycket stort antal punkter med uppmätta halter på olika nivåer studeras. Alternativt kan man använda interpolationsrutiner för att skapa koncentrationsytor för de olika nivåerna utifrån ett färre antal punkter. Eftersom koncentrationsytorna ger en heltäckande bild av hur halten PAH förändras i djupled kan dessa ligga till grund för att studera sambandet mellan typ av fyllnadsmassa och höga halter PAH. Vidare kan betydelsen av grundvattenytans läge och variationen av halten PAH belysas genom att även interpolera fram en grundvattenyta för samma område.

Tillvägagångssättet kan delas upp i fyra punkter.

1. För att testa de i avsnitt 2 ansatta hypoteserna beräknades koncentrationsytor för sex olika djup för varje enskilt cancerogent PAH.
2. En grundvattenyta modellerades för samma område.
3. Kalkylatorn i Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999) användes för att subtrahera koncentrationsytorna från varandra. Detta för att se huruvida halterna ökade, minskade eller var oförändrade över, under och kring grundvattenytan. De nya uträknade ytorna studerades för varje PAH samt jämfördes med uträknade ytor för andra PAH.
4. Till sist jämfördes punkter med mycket höga halter med den beskrivning av geologin/fyllnadsmassa som tagits fram av VBB VIAK AB, Malmö och som finns lagrad i GeoAtlasen. För att lokalisera dessa punkter användes både tematiska kartor och histogram.

Ursprungligen var det tänkt att interpolerade koncentrationsytor skulle ligga till grund för de analyser som skulle utföras. Emellertid visade det sig vid utvärdering av dessa att RMS-värdet (se avsnitt 3.6) var för högt.

I metodiken som följer presenteras först de olika interpolationsförsöken. Därefter presenteras den teknik som slutgiltigt fick användas i arbetet och som innebar att diskreta värden användes.

Interpolationsförsök med Kriging

Totalt finns det 288 punkter i västra hamnen som analyserats med avseende på cancerogena PAH (figur 17). Antalet nivåer prover tagits på varierar kraftigt från punkt till punkt. Där prover i olika punkter tagits på djup som skiljer mindre än tio centimeter har en ihopslagning skett så att den nivå av de två som hade flest punkter utökats med ytterligare provpunkter. I appendix 1 finns en förteckning över antalet punkter på olika djup och hur ihopslagningen utförts. Totalt analyserades halter av PAH på sex olika djup. Djupen återges i tabell 4 och punkternas geografiska fördelning illustreras i figur 18a-f. Tabeller skapades i MapInfo (MapInfo Corp, 1996) med plankoordinater och halter för de olika djupen och ämnena.

Tabell 4. Tabellen visar antalet provpunkter för de sex olika djupen.

| Djup (m) från markytan | Antal punkter |
|-------------------------------|----------------------|
| 0,5 | 110 |
| 1 | 170 |
| 1,5 | 88 |
| 3 | 29 |
| 3,5 | 56 |
| 5 | 30 |



Fig. 17. Skissen visar de punkter där jordprover tagits. Totalt uppgår dessa till 288 st.

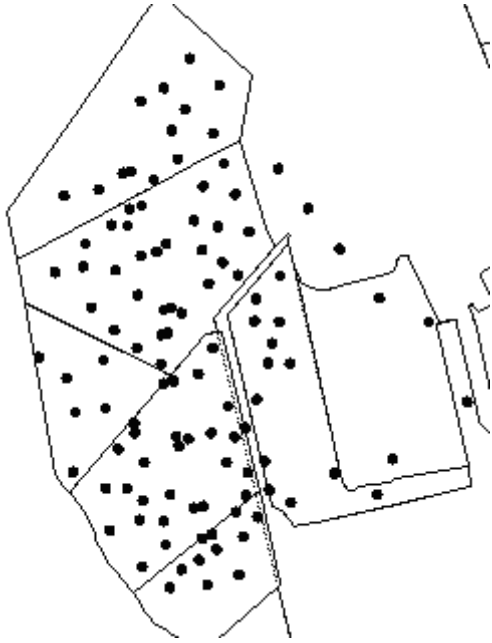


Fig. 18a. Jordprover tagna på djupet 0,5 meter från markytan.

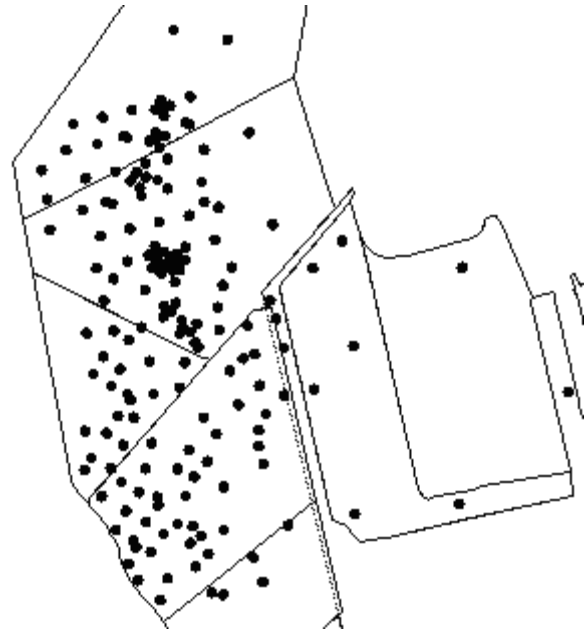


Fig. 18b. Jordprover tagna på djupet 1,0 meter från markytan.



Fig. 18c. Jordprover tagna på djupet 1,5 meter från markytan.

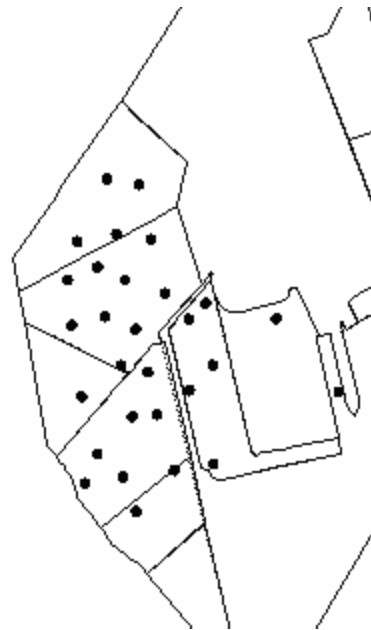


Fig. 18d. Jordprover tagna på djupet 3,0 meter från markytan.

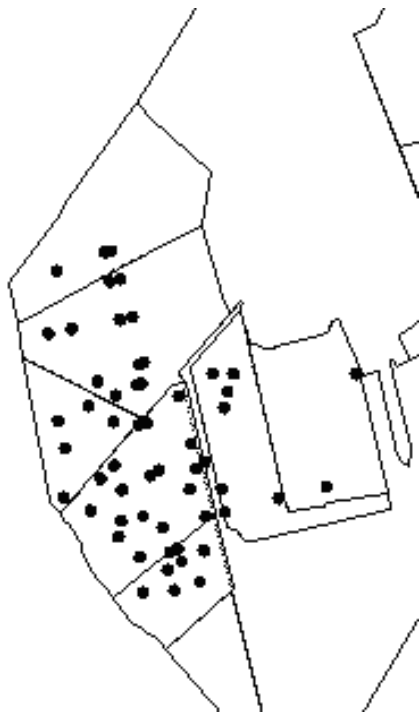


Fig. 18e. Jordprover tagna på djupet 3,5 meter från markytan.

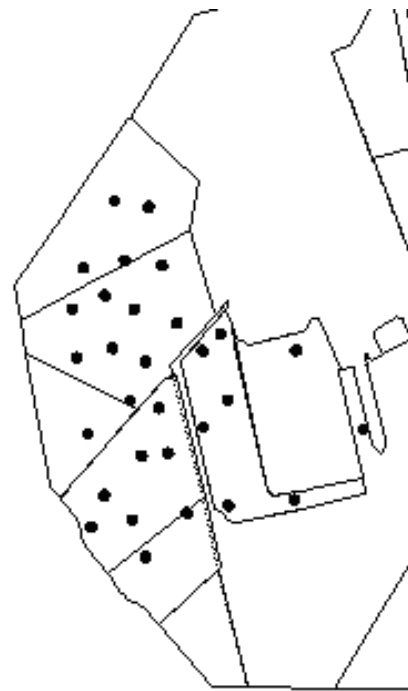


Fig. 18f. Jordprover tagna på djupet 5,0 meter från markytan.

För varje djup skall en interpolerad yta beräknas. Enligt avsnitt 3.6 bör ca 1/3 av ingående datapunkter användas för noggrannhetsutvärdering. För i första hand djup 3 och 5 meter medför en reducering av antalet punkter en stor osäkerhet i interpolationsresultatet. För att ändå få ett mått på RMS-värdet beslutades att beräkna ett genomsnittligt RMS-värde för samtliga djup.

I genomsnitt fanns 80 punkter på varje djup, vilket innebar att 80 punkter användes för interpolation. Interpolationen utfördes på ett djup där antalet punkter uppgick till långt över 80 så att en del av dessa kunde användas i utvärderingssyfte. Det beräknade RMS-värdet fick återspegla noggrannheten hos samtliga ytor.

För att utvärderingsresultatet bättre skulle återspegla noggrannheten på de nivåer där antalet punkter var få, nivå 3 (29 punkter) och 5 (30 punkter) meter, beslutades att inte ta med 1-meters nivån (170 punkter) vid beräkning av det genomsnittliga antalet punkter som skulle ligga till grund för interpolationen. Detta föranledde att 63 punkter användes för interpolation och ca 30 för utvärdering.

Kriging utfördes till att börja med för ämnet indenol(1,2,3-cd)pyren och benso(a)antracen på djupet 1 meter med 63 punkter. För att minimera risken att några extremvärden tagits med och påverkat resultatet negativt utfördes samtliga interpolationsförsök med åtminstone tre olika uppsättningar värden. Med andra ord slumpades 63 punkter ut och användes för interpolation, varefter 63 nya punkter slumpades ut och användes för interpolation och så vidare. Genom att prova med olika

inställningar för sökradie, avstånd (h) och matematiska modeller erhöles den bästa passningen av semivariogramkurvan till punkterna. Inställningarna för anisotropisk modellering användes inte då materialet i fråga inte uppvisade någon tydlig anisotropi.

Innan utvärdering tog vid beskars de interpolerade ytorna med funktionen "trim" i Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999) så att dessa begränsades av de yttersta indatapunkterna. Detta för att hindra utvärderingsdata att hamna i områden som interpolerats utifrån begränsad mängd information.

För att i en tabell samla de värden som interpolerats fram och som hade samma geografiska position som utvärderingspunkterna användes funktionen "point-inspection" i Vertical Mapper (MapInfo Corp, 1999). Värdena kan infogas i en specificerad tabell och RMS-värdet beräknas genom att använda programmodulen MapBasic.

Det beräknade, genomsnittliga RMS-värdet uppgick till långt över 25% av medelvärdet för de halter som använts. I de fall RMS-värdet utgjorde $>1/4$ av de ingående halternas medelvärde ansågs osäkerheten vara för stor i den modellerade ytan. Mot bakgrund av detta utarbetades tre nya strategier som skulle kunna generera lägre RMS-värden:

1. Öka antalet punkter som ligger till grund för interpolationen
2. Logaritmera de ingående värdena
3. Interpolera delområden var för sig

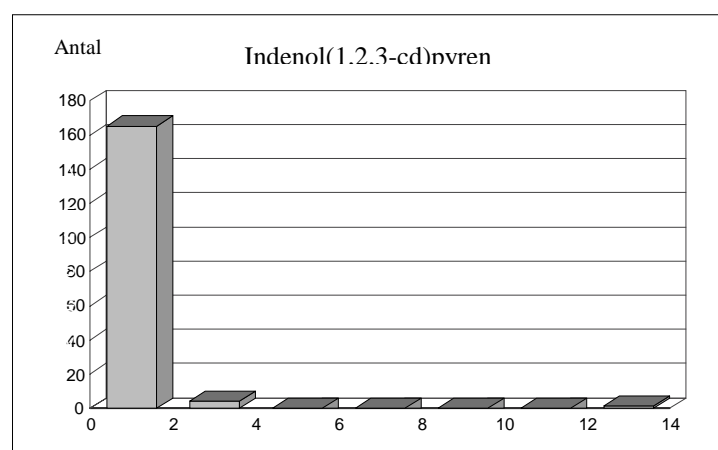
1.

Antalet indatapunkter ökades till 100 med ca 50 stycken som utvärderingsunderlag.

2.

Eftersom ingående datavärden är snedfördelade (figur 19a-c), kan dessa enligt Burrough & McDonnell (1998) normaliseras genom att den naturliga logaritmen tas för värdena.

Den naturliga logaritmen beräknades enligt: $U = \ln A$; A symboliserar i detta fall halten PAH. Naturliga logaritmen för tal mindre än 1 ger negativa tal. För att erhålla positiva tal, efter att naturliga logaritmen tagits, adderades en konstant på 10 till alla värden. Interpolationer utfördes med logaritmerade värden för både 63 och 100 punkter.



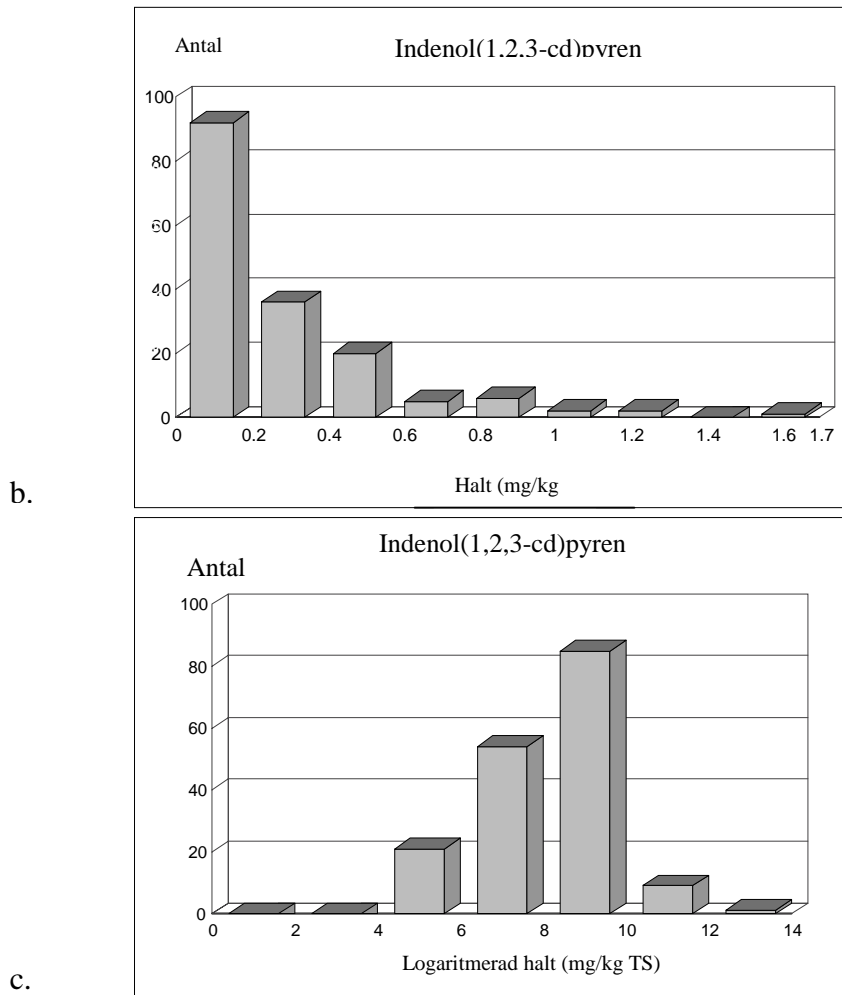


Fig. 19 .a) Diagrammet visar tydligt att de flesta prover innehåller mycket låga halter Indenol(1,2,3-cd)pyren (djup: 1 meter; antal punkter: 170) b) x-skalan ändrad till max 1,6 mg/kg TS c) Värdena i a) har logaritmerats för att minska snedfördelningen. En term 10 har adderats till samtliga logaritmerade halter då logaritmen på tal mindre än 1 annars ger negativa tal.

3. Histogram och deskriptiv statistik användes för att utröna vilket utfyllnadsområde som hade minst variation i halt och därför borde ge en interpolerad yta med lägre RMS-värde.

Ett interpolationsförsök genomfördes i utfyllnadsområdet från 1980 på djupet 1 meter för ämnet indenol(1,2,3-cd)pyren. Detta delområde hade flest datapunkter men inte lägst varians eller standardavvikelse (se deskriptiv statistik appendix 2). Ytterligare ett interpolationsförsök gjordes för utfyllnadsområdet från 1967 vars halter uppvisade en mycket låg standardavvikelse.

Eventuellt kan universal Kriging användas. Detta innebär att en regressionskvation inkorporeras i Kriging ekvationen. Enkelt uttryckt handlar det om att ta hänsyn till trender i materialet (Burrough & McDonnell, 1998). Enligt Eklundh (1999) måste man kompensera för trender eftersom dessa kan ge upphov till felaktiga variogram. Att denna metod inte användes i tidigare interpolationsförsök beror på att det är svårt att urskilja eventuella trender i variogrammen.

Interpolationsförsök med IDW och NN

Interpolationer genomfördes med metoderna IDW och NN för indenol(1,2,3-cd)pyren på djupet 1 meter. För att en jämförelse skulle kunna ske med Kriging utfördes interpolationerna till en början på hela området och på samma sätt som tidigare användes 63 respektive 100 punkter. Interpolationerna kördes även med logaritmerade värden. Därutöver interpolerades ytor för utfyllnadsområdena från 1980 och 1967. De vid Kriging producerade variogrammen användes för att bestämma sökfönstrens storlekar.

Analys av diskreta värden för undersökning av PAH's variation i halt i tre dimensioner

Metodiken skiljer sig i det att diskreta värden användes istället för framinterpolerade ytor.

En tematisk karta producerades där samtliga punkter från olika djup placerades ovanpå varandra för att se i vilka punkter som flera jordprov analyserats. För samtliga punkter på djupet 0,5 meter (29 stycken) fanns också analyserade jordprov på 1, 3 och 5 meter. Likaså fanns det analyserade jordprov i 56 punkter på djupet 1,5 meter som överensstämde geografiskt med analyser utförda på 3,5 meters djup.

För att bestämma huruvida halterna ökade eller minskade med djupet subtraherades halterna på följande vis: halter på nivån 0,5 meter subtraherades med halter på nivån 1 meter, på samma sätt subtraherades halter på nivån 1 meter med halter på nivån 3 meter och halter på nivån 3 meter med nivån 5 meter. Samma procedur skedde för djup 1,5 och 3,5 meter. En ökning, minskning alternativt oförändrad halt i punkter mellan djupen illustrerades i tematiska kartor, där färgen indikerade om halterna minskat, ökat eller var oförändrade.

För att studera variationen av halter på djupen 0,5, 1, 3 och 5 meter producerades även sju tredimensionella histogram. I dessa kan de högsta halterna, halter över 1 mg/kg TS, urskiljas och knyts samman med typ av fyllnadsmassa. För att öka underlaget för denna analys användes MapInfo (MapInfo Corp, 1996) för att söka ut ytterligare 100 punkter vars halter översteg 1 mg/kg TS i ett eller flera djup i Bo01-området.

6 Resultat

6.1 Koncentrationsberäkningar av PAH vid olika tidsintervall utmed två olika flödesvägar

Eftersom utsläppet i det här fallet är kontinuerligt borde resultaten visa att koncentrationen ökar med tiden. Vidare borde man kunna förvänta sig högre koncentrationer nära utsläppskällan jämfört med längre bort förutsatt att tiden är densamma.

För flödesväg 1 (fig. 13c, s 30) på avståndet 36,7 meter från utsläppskällan efter tiden 100 år uppgick koncentrationen till 0,12 mg/l. Under samma förutsättningar men med skillnaden att tiden ändrades till 200 år steg koncentrationen till 31 mg/l.

För flödesväg 1 på avståndet 14,7 meter från utsläppskällan efter tiden 100 år beräknades koncentrationen till 0,01 mg/l. Vid samma avstånd men med tiden 200 år steg koncentrationen till 18 mg/l.

För flödesväg 2 (fig. 13b, s 30) på avståndet 30,3 meter från utsläppskällan efter tiden 500 år beräknades koncentrationen till 0,021 mg/l. För samma avstånd men med tiden 1000 år ökade koncentrationen till 17 mg/l.

För flödesväg 2 på avståndet 17,7 meter från utsläppskällan beräknades koncentrationen till 79 mg/l för tiden 500 år. Vid identiska förutsättningar med undantag av att tiden ökades till 800 år steg koncentrationen till 453 mg/l.

Tabell 5. Tabellen visar sträcka, tid och koncentration för flödesväg 1 och 2.

| Flödesväg | Sträcka (m) | Tid (år) | Koncentration (mg/l) |
|-----------|-------------|----------|----------------------|
| 1 | 36,7 | 100 | 0,12 |
| 1 | 36,7 | 200 | 31 |
| 1 | 14,7 | 100 | 0,01 |
| 1 | 14,7 | 200 | 18 |
| 2 | 30,3 | 500 | 0,021 |
| 2 | 30,3 | 1000 | 17 |
| 2 | 17,7 | 500 | 79 |
| 2 | 17,7 | 800 | 453 |

6.2 Interpolationer

Vid interpolationerna med 63 datapunkter på djupet 1 meter beräknades RMS-värdet i genomsnitt till 0,58 för indenol(1,2,3-cd)pyren och 0,90 för benso(a)antracen. Medelhalten på samma djup i det område där interpolationen utfördes uppgick till 0,39 mg/kg TS för indenol(1,2,3-cd)pyren och 0,68 mg/kg TS för benso(a)antracen.

RMS-värdena fortsatte vara höga (med höga menas här >1/4 av medelvärdet för de ingående halterna) även om de minskade då 100 datapunkter användes. I genomsnitt blev RMS-värdet 0,49 för indenol(1,2,3-cd)pyren och 0,79 för benso(a)antracen, vilket innebar en minskning med ca 16% respektive drygt 12%.

Vid logaritmering av halterna sjönk RMS-värdet för indenol(1,2,3-cd)pyren i genomsnitt med ca två tiondelar till 0,39 då 63 punkter användes och med ca en tiondel till 0,38 då 100 punkter användes. För benso(a)antracen blev det tvärtom en ökning då 63 punkter användes. RMS-värdet steg kraftigt till 1,15. Då 100 punkter användes minskade RMS-värdet till 0,45.

För utfyllnadsområdet från 1980 på djupet 1 meter beräknades RMS-värdet i genomsnitt till 0,43 för indenol (medelhalten uppgick till 0,50 mg/kg TS) och med naturliga logaritmen till 0,49. Ytterligare ett interpolationsförsök gjordes för utfyllnadsområdet från 1967 vars halter uppvisar en mycket låg standardavvikelse. RMS-värdet uppgick till 0,14 för både vanliga och logaritmerade värden (medelhalten uppgick till 0,15 mg/kg TS). Enligt variogrammet skiljde sig semivariansen åt i olika riktningar, vilket är en indikation på ett anisotropiskt förhållande.

Interpolation med IDW och NN gav lägre RMS-värden (en tiondel till flera tiondelar) jämfört med Kriging. Resultaten kan jämföras i tabell 6. IDW gav i sin tur något lägre RMS-värden jämfört med NN. När det gäller utfyllnadsområdet från 1967 uppvisade samtliga metoder liknande RMS-värden.

Utifrån föreliggande resultat bestämdes att inte pröva med några fler utfyllnadsområden och heller inte med universal Kriging.

Tabell 6. Tabellen visar RMS-värdena för de olika interpolationsförsöken.

| Antal punkter/ utfyllnadsområde | Kriging ^a | Kriging ^a (lg-värden ^b) | IDW | IDW (lg-värden) | NN | NN (lg-värden) | Medel- halt (mg/kg TS) |
|------------------------------------|----------------------|---|------|--------------------|------|-------------------|------------------------------|
| 63 | 0,58 (0,90) | 0,39 (1,15) | 0,40 | 0,31 | 0,37 | 0,34 | 0,39 (0,68) |
| 100 | 0,49 (0,79) | 0,38 (0,45) | 0,24 | 0,20 | 0,29 | 0,26 | 0,39 (0,68) |
| Utfyllnads- område från 1980 | 0,43 | 0,49 | 0,32 | 0,32 | 0,33 | 0,40 | 0,50 |
| Utfyllnads- område från 1967 | 0,14 | 0,14 | 0,14 | 0,14 | 0,15 | 0,15 | 0,15 |

^a Siffran inom parantes är motsvarande värde för benso(a)antracen.

^b lg-värden = logaritmerade värden.

^c Medelhalt avser den genomsnittliga halt som föreligger på djupet 1 meter i det område som interpolerats.

6.3 Tematiska kartor och tredimensionella stapeldiagram

I de tematiska kartorna, figur 20 a-ö, symboliserar

- starkt röd färg en ökning i intervallet 0,2 till 22 mg/kg TS,

- ljusröd färg en ökning i intervallet 0-0,2 mg/kg TS,
- starkt blå färg en minskning i intervallet 0,2 till 22 mg/kg TS,
- ljusblå färg en minskning i intervallet 0-0,2 mg/kg TS,
- gul färg innebär att halterna är oförändrade (avrundat till 2 decimaler)

Fyra tematiska kartor tillverkades för varje PAH, d.v.s. totalt 28 stycken.

Stapeldiagrammen, figur 21a-g visar halterna för djupen 0,5, 1, 3 respektive 5 meter i de 29 punkter som finns på kartorna (fig. 20). För att öka diagrammens överskådlighet beslutades att inte ta med halterna i punkterna på djup 1,5 och 3,5 meter. Vidare bör det nämnas att histogrammens z-axel (halt) fått maxvärdet 10 mg/kg TS utom för dibens(a,h)antracen där maxhalten är 2,5 mg/kg TS, detta för att öka åskådligheten. I punkt 7011 för benso(a)antracen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indenol(1,2,3-cd)pyren och krysen på djupet 1 meter uppgår dock halten till 22, 23, 12, 24, 13 respektive 27 mg/kg TS.

Stapeldiagrammen i figur 21a-g visar att samtliga PAH samvarierar. I stort sett sker kraftiga förändringar i halt i samma punkter och på ett likartat sätt.

Enligt de tematiska kartorna sker en minskning i halt i majoriteten av punkterna för samtliga ämnen mellan djupet 0,5 till 1 meter. Beroende på ämne minskar halten i storleksordningen 0-0,2 och 0,2-2 mg/kg TS. Undantag utgör dibens(a,h)antracen där flertalet punkter har oförändrade värden. Även indenol(1,2,3-cd)pyren skiljer sig genom att uppvisa en jämn fördelning mellan antalet punkter där halten minskar respektive ökar.

Benso(a)antracen



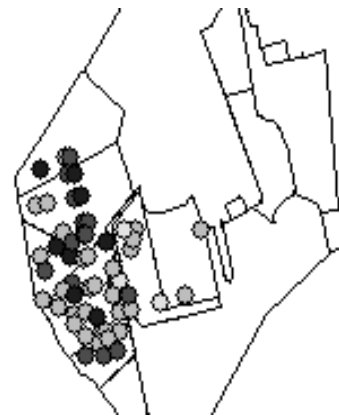
a. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



b. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



c. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



d. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

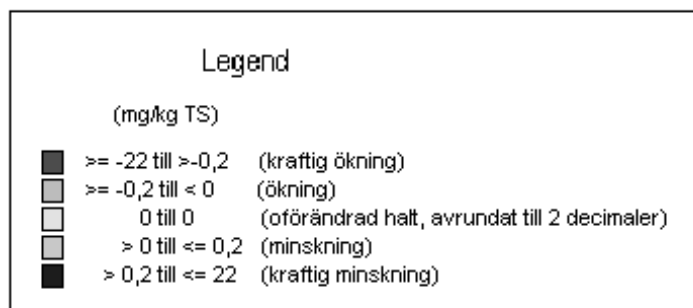


Fig. 20 a-d

Benso(b)fluoranten



e. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



f. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



g. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



h. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

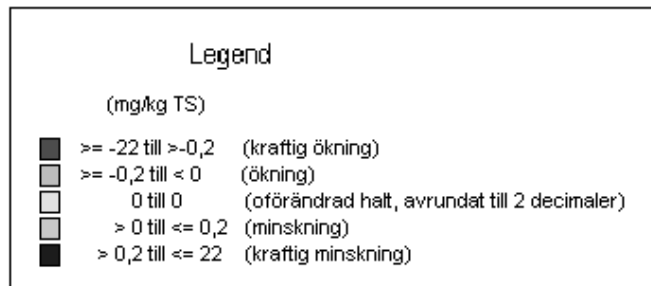


Fig. 20 e-h

Benso(k)fluoranten



i. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



j. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



k. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



l. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

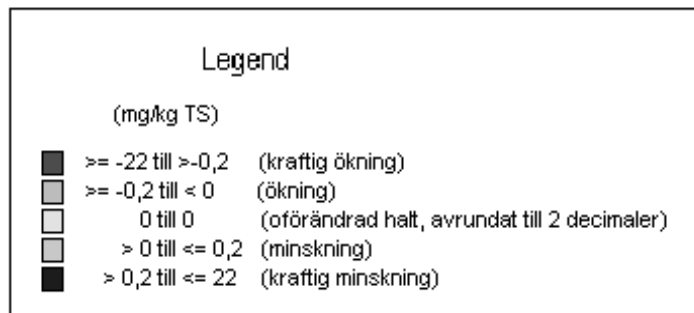
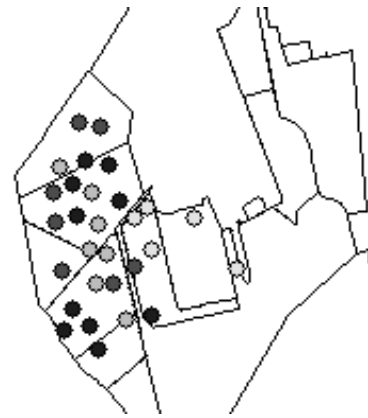


Fig. 20 i-l

Benso(a)pyren



m. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



n. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



o. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



p. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

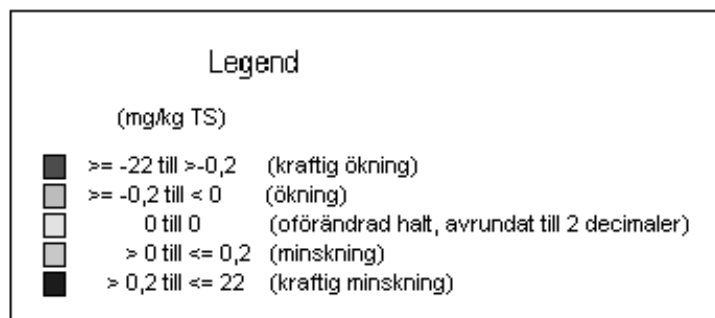


Fig. 20 m-p

Dibens(a,h)antracen



q. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



r. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



s. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



t. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

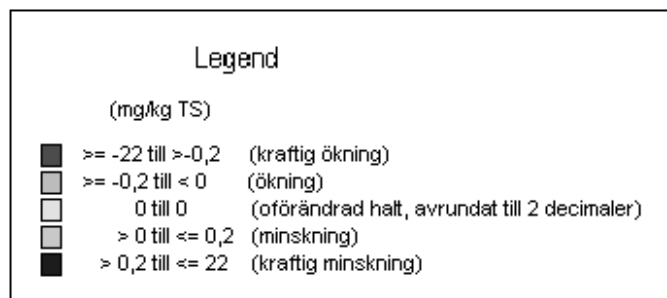


Fig. 20 q-t

Indenol(1,2,3-cd)pyren



u. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



v. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



x. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



y. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

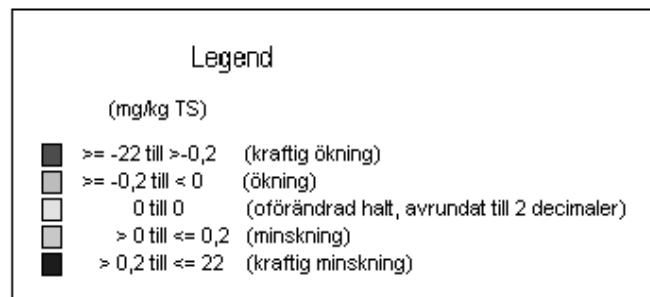
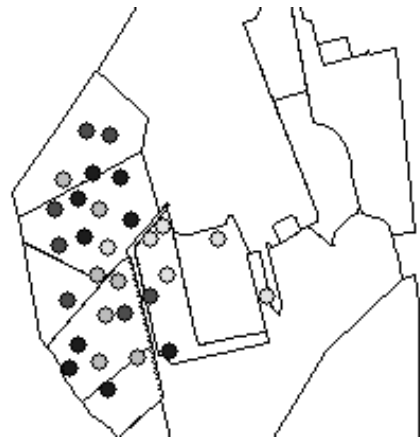


Fig. 20 u-y

Krysen



z. Halten på 0,5 m djup subtraherad med halten på 1 m djup.



å. Halten på 1 m djup subtraherad med halten på 3 m djup.



ä. Halten på 3 m djup subtraherad med halten på 5 m djup.



ö. Halten på 1,5 m djup subtraherad med halten på 3,5 m djup.

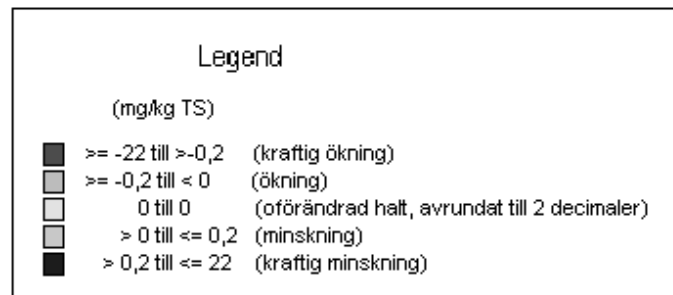


Fig. 20 z-ö

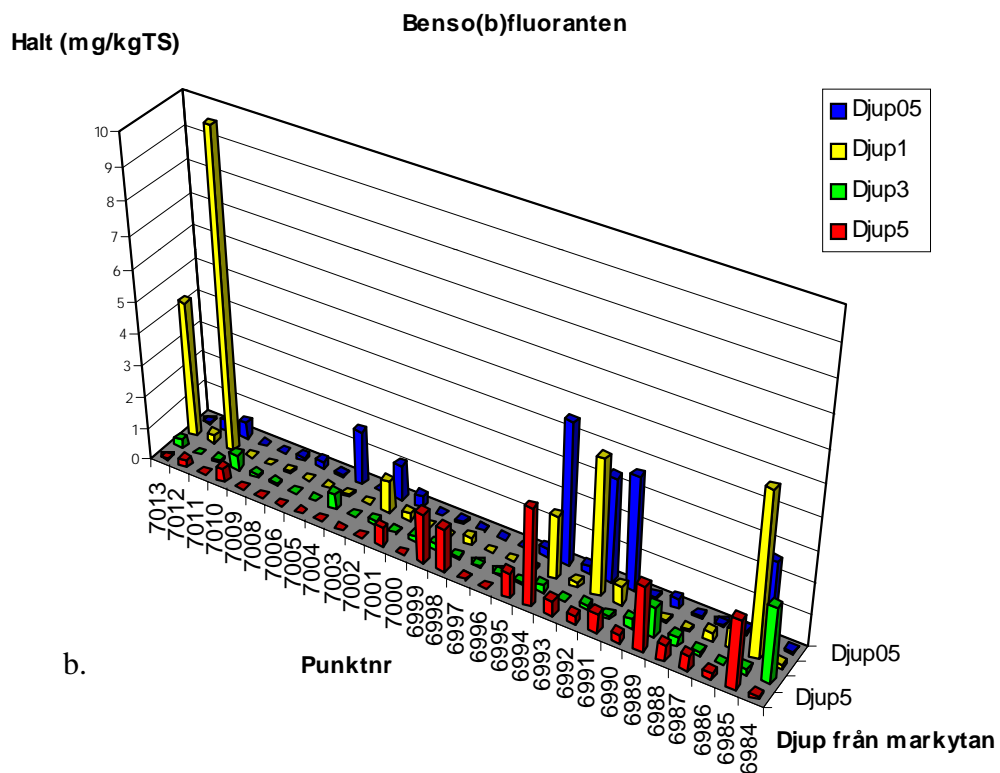
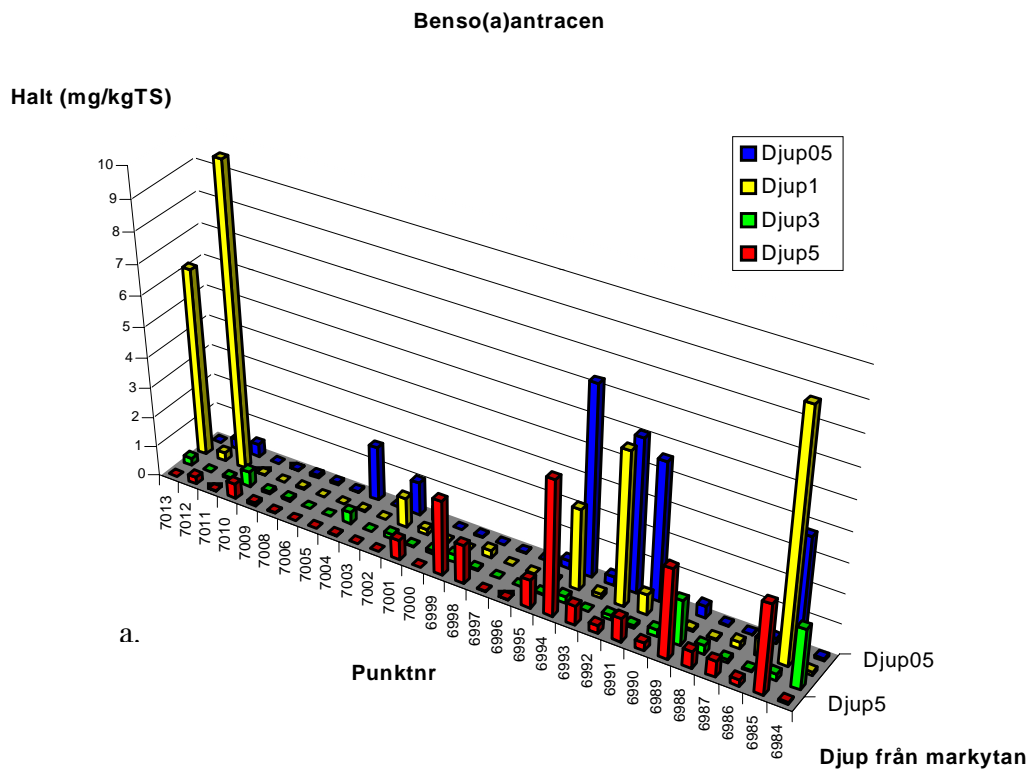


Fig. 21a-b. Stapeldiagrammen visar halten av benso(a)antracen och benso(b)fluoranten. Diagrammen visar en samvariation i halt ämnena emellan.

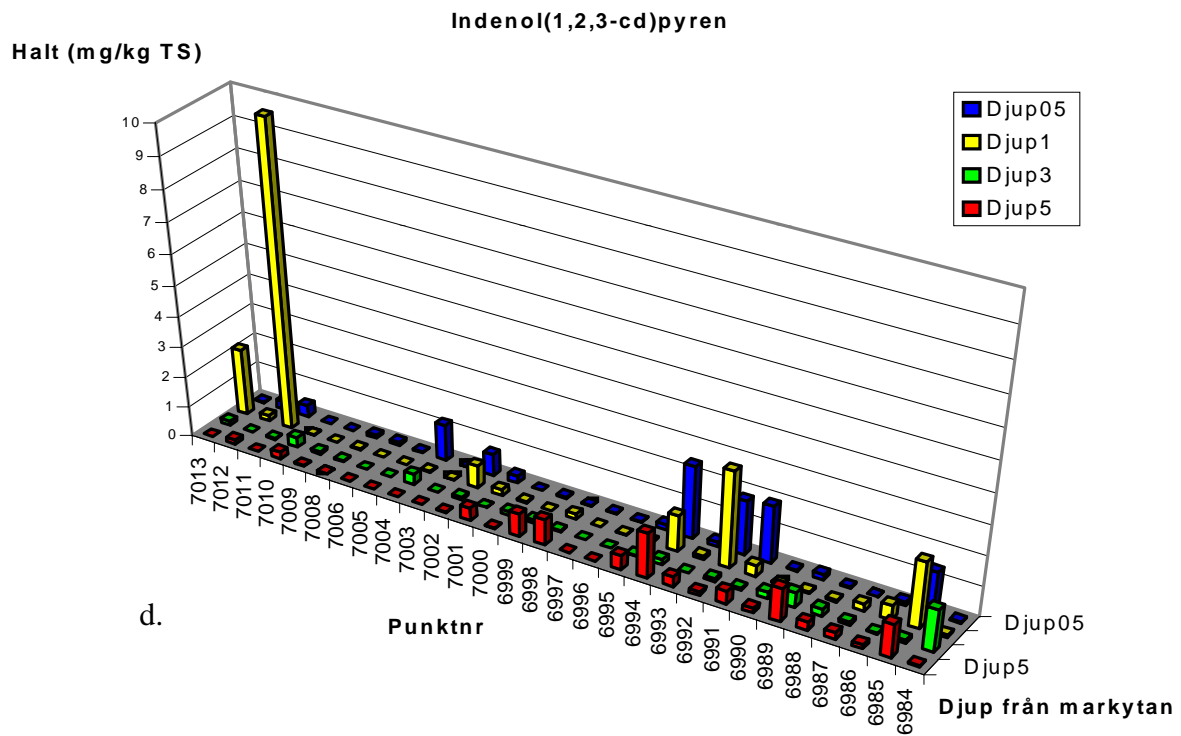
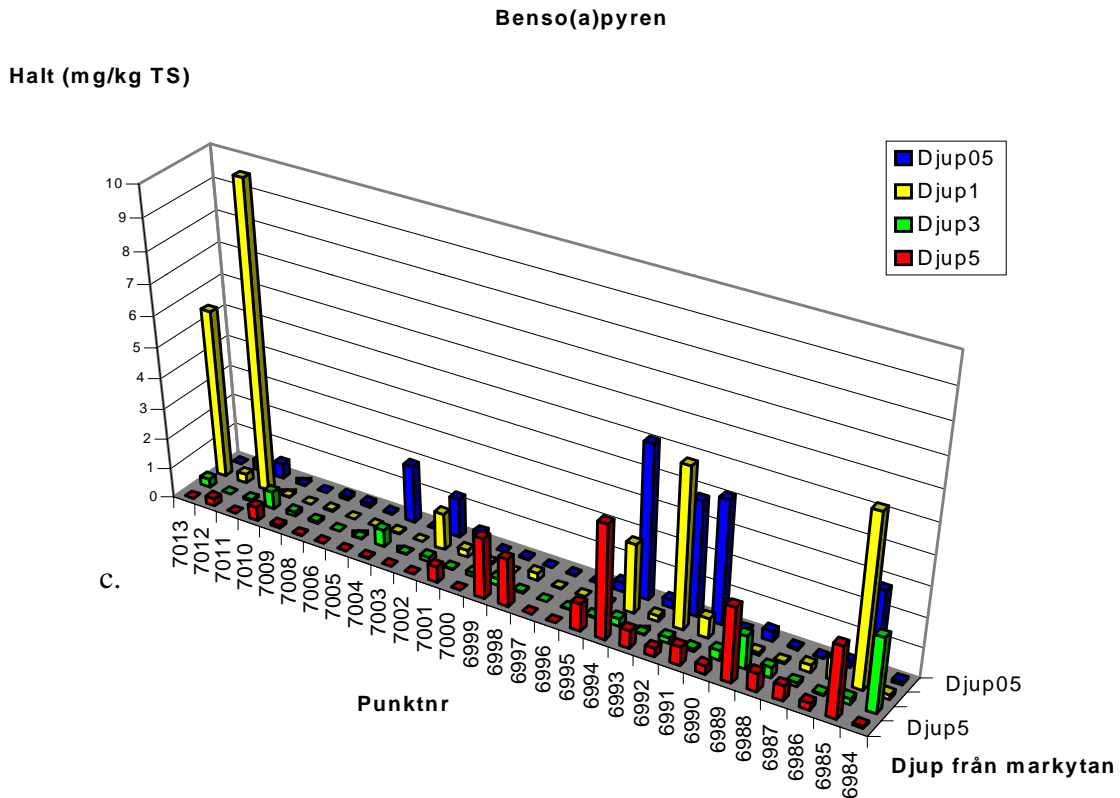


Fig. 21c-d. Stapeldiagrammen visar halten av benso(a)pyren och indenol(1,2,3-cd)pyren. Diagrammen visar en samvariation i halt ämnena emellan.

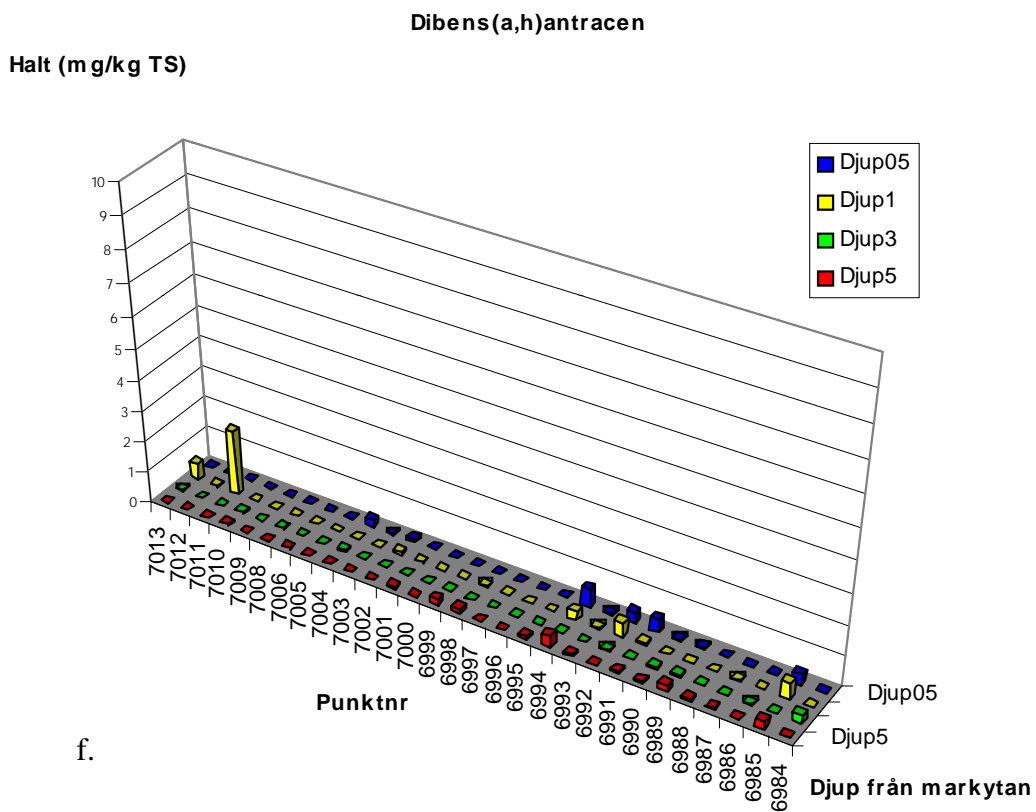
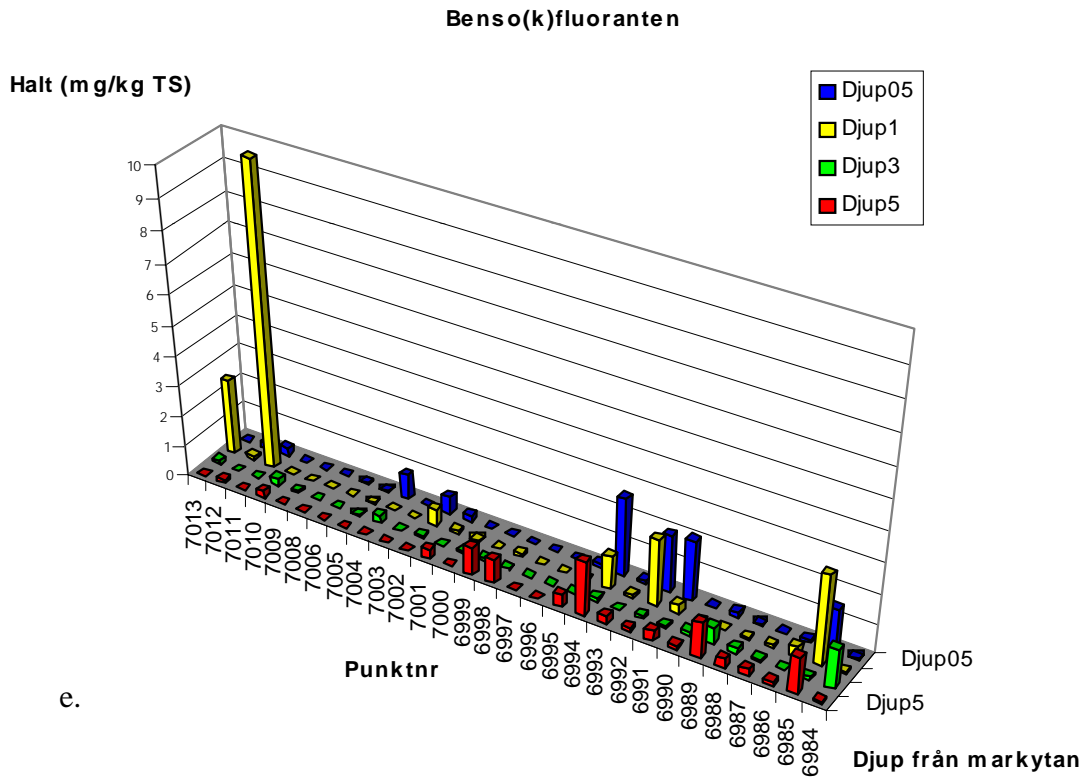


Fig. 21e-f. Stapeldiagrammen visar halten av benso(k)fluoranten och dibens(a,h)antracen.

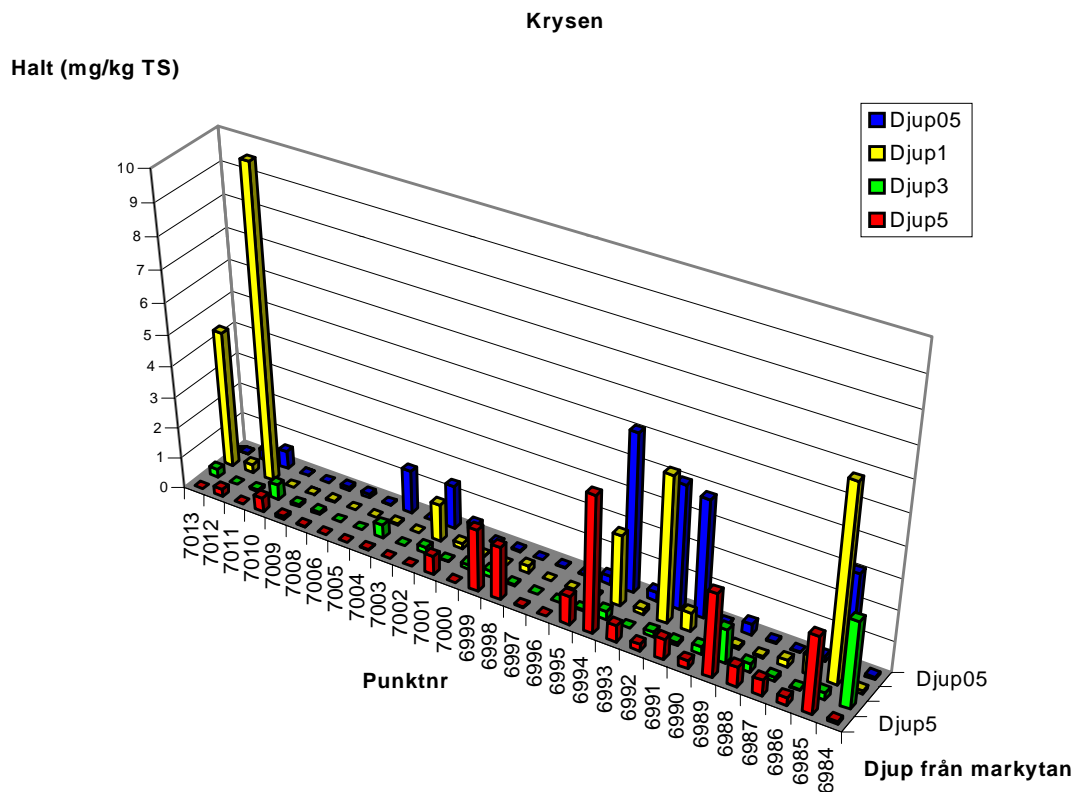


Fig. 20 g. Stapeldiagrammet visar halten av krysen. Diagrammet visar även en samvariation i halt med resten av de undersökta PAH.

För samtliga PAH gäller i intervallet 1 till 3 meter att majoriteten av punkterna uppvisar en fortsatt reducering i halt. Minskningen är mest påtaglig för indenol(1,2,3-cd)pyren. Vidare gäller att minskningen i halt för flertalet punkter är i storleksordningen 0,2 mg/kg TS och uppåt (kraftig minskning).

Intervallet 3 till 5 meter karakteriseras av en *kraftig ökning* i halt. Samtliga PAH uppvisar en ökning i halt i flertalet punkter. Av de punkter där halten ökar sker ökningen huvudsakligen i intervallet 0,2 mg/kg TS och uppåt. För indenol(1,2,3-cd)pyren sker ökningen i lika stor utsträckning i intervallet 0-0,2 mg/kg TS. Dibens(a,h)antracen uppvisar ett avvikande mönster där majoriteten av punkterna är oförändrade eller ökar i storleksordningen 0-0,2 mg/kg TS.

I intervallet 1,5 och 3,5 meters djup uppvisar flertalet punkter en minskning i halt. I majoriteten av punkterna är minskningen av storleksordningen 0-0,2 mg/kg TS. Parallellt med minskningen sker också en ökning i något färre punkter i intervallet 0,2 mg/kg TS och uppåt. Dibens(a,h)antracen uppvisar, i lika många punkter, en minskning som ökning i intervallet 0-0,2 mg/kg TS samt lika många punkter med oförändrade värden.

Enligt kartorna i figur 20 sker minskningen i halt mellan 0,5 och 1 meters djup huvudsakligen i utfyllnadsområdet från 1967 (fig. 3), med undantag av dibens(a,h)antracen som samtidigt uppvisar oförändrade värden för samma delområde. Delområdet från 1980 har ingen enhetlig minskning/ökning.

I intervallet 1 till 3 meters djup sker minskningen främst i utfyllnadsområdet från 1980 medan utfyllnadsområdet från 1967 har en antydning till ökning i östra delen och en minskning i västra. Tydligt är att de områden som fyllts ut med sjösand, bl.a. området från 1973 och 1956-57 innehåller många punkter med oförändrade värden.

Ökning i halt mellan djupen 3 och 5 meter sker huvudsakligen i två områden, det som fylldes ut 1980-87 och det som fylldes ut 1980. Även i området från 1967 finns flera värden som ökar. Området från 1973 och 1956-57 innehåller, även här, mest oförändrade värden.

Enligt stapeldiagrammen, figur 21a –g, finns för respektive ämne ett flertal punkter där höga halter uppmätts på olika djup. En förteckning över punkter och djup där halten uppgår till över 1 mg/kg TS samt typ av fyllnadsmassa återfinns i tabell 7 nedan.

Tabell 7. Visar typ av fyllnadsmassa för de punkter i stapeldiagrammen vars halter översteg 1 mg/kg TS.

| Ämne ^a | Punktnr | Djup | Fyllnadsmassa ^b | Notering |
|--|---------|------|---|--------------------------------|
| Dibens(a,h)antracen | 6984 | 1 | F/Grå-svart (mu) Sa m enst lerkl.+enst tegel+enst slagg+enst plast. | |
| * | 6984 | 3 | F/Grå-svart sa Le+tegel+enst svarta kl. | Gäller ej Dibens-(a,h)antracen |
| * | 6985 | 0,5 | F/Grå (le) Sa+enst slagg+St | |
| * | 6985 | 1 | F/Grå (le) Sa+enst slagg+St, tjärasfalt | |
| * | 6985 | 5 | F/Grå sa Le+tegel+enst svarta kl. | |
| Benso(a)antracen, Benso(a)pyren, Krysen | 6989 | 3 | F/ st gr Le+enst tegel+enst svarta kl. | |
| * | 6989 | 5 | F/Grå-svart Sa+trä+vx. | Gäller ej Dibens-(a,h)antracen |
| * | 6991 | 0,5 | F/Grå-brun st mu Sa+tegel+enst slagg | Gäller ej Dibens-(a,h)antracen |
| * | 6992 | 0,5 | F/Brun-grå (mu) Sa+tegel+enst slagg | Gäller ej Dibens-(a,h)antracen |

| Ämne ^a | Punktnr | Djup | Fyllnadsmassa ^b | Notering |
|--|---------|------|---|---|
| * | 6992 | 1 | F/Grå-svart sa Le+svarta kl.+enst små tegel+enst St | Gäller ej Dibens-(a,h)antracen |
| * | 6994 | 0,5 | F/Brun st gr Sa+enst slagg+enst tegel | |
| * | 6994 | 1 | F/Grå-svart sa Le+Gr+enst slagg+enst trä+enst tegel | |
| * | 6994 | 5 | F/Svart-grå sa Le, smetig+svarta kl.+enst trä. | |
| Benso(a)antracen, Benso(a)pyren, Krysen | 6998 | 5 | F/Grå-svart sa Le m svarta kl. | |
| Benso(a)antracen., Benso(b)fluoranten, Benso(a)pyren, Krysen | 6999 | 5 | F/Grå st sa Le m enst svarta kl. | |
| Benso(a)antracen. Benso(b)fluoranten, Benso(a)pyren, Krysen | 7002 | 0,5 | F/Grå-svart (le) Sa+tegel+enst svarta kl. | |
| Benso(a)antracen. Benso(b)fluoranten, Benso(a)pyren, Krysen | 7002 | 1 | F/Grå-svart mkt st Le+tegel+sten+trä+svarta kl. | |
| * | 7004 | 0,5 | F/Brun st sa Gr | Gäller ej Dibens(a,h)antracen, Benso(k)fluoranten |
| * | 7011 | 1 | F/Grå-brun st Gr+svarta kl.+tegel+trä+plast | |
| * | 7013 | 1 | F/Svart sa Le+slagg+St | Gäller ej Dibens(a,h)antracen |

^a * = *samtliga sju cancerogena PAH.*

^b *Förkortningarna innebär följande: mu=mull, F=fyllning, kl=klumpar, m=morän, sa=sand, m=med, st=sten, gr=grus, Le=lera.*

7 Diskussion

Av de i avsnitt 2 uppställda målen kunde samtliga uppnås sånär som på en punkt. Det delmål som innebar att i Bo01-området med hjälp av GIS analysera halterna av PAH i tre dimensioner genom interpolation visade sig vara ogenomförbart. Att tillämpa ett GIS för att beräkna koncentrationen av en förorening utmed dess flödesväg på ett bestämt avstånd från utsläppskällan efter en given tid fungerar och innebär dessutom en del fördelar. I samband med koncentrationsberäkningarna kunde ett par begränsningar urskiljas för den transportekvation (ekvation 1) som användes.

För att uppnå målen i del II ansattes fyra hypoteser. Samtliga fick stöd av resultaten. PAH antog sina lägsta värden i det intervall där grundvattenytan fluktuerade. PAH

antog högre värden i den mättade zonen. I djupled varierade halten för de olika PAH på ett likartat sätt (med något undantag). Till sist fanns en klar koppling mellan typ av fyllnadsmassa och höga halter PAH.

Nedan diskuteras resultaten och till viss del metodiken. Diskussionen behandlar även en möjlig metodik för att bestämma en förorenings volym och utspädning i de fall dess densitet understiger vattnets.

7.1 Beräkning av en förorenings koncentration genom en endimensionell transportekvation samt begränsningar i denna

Beräkningar för flödesväg 1 och 2 visar att en ökad tidsfaktor för samma avstånd genererar högre koncentrationer, vilket är logiskt. Det borde också vara naturligt att koncentrationen är högre vid en kortare flödesväg jämfört med en längre vid samma tidsfaktor. Så är inte fallet för flödesväg 1 vid jämförelse av koncentrationerna på avstånden 14,7 och 36,7 meter. Detta beror på att gradienten är nästan sex gånger mindre för den korta sträckan jämfört med för den långa. Genom att i beräkningarna öka gradienten för flödesväg 1 på avståndet 14,7 meter kan man visa att gradienten har en stor betydelse för resultatet.

I enlighet med vad som står ovan gäller för flödesväg 2 att koncentrationen är högre för både 500 och 800 år vid avståndet 17,7 meter jämfört med avståndet 30,3 meter. Något man hade kunnat vänta sig eftersom de i ekvation 1 ingående parametrarna, bl.a. förorenings hastighet och gradient är av ungefär samma storleksordning.

Anledningen till att tidsfaktorn antagit höga värden i uträkningarna är en funktion av den retardation som förekommer. Retardationen gör att hastigheten reduceras i storleksordningen fyra tiopotenser. Retardationen föranleder också att sträckan koncentrationen mäts över måste begränsas då tidsfaktorn annars skulle bli väldigt hög.

Framtida möjligheter

I förlängningen skulle den utvecklade metoden kunna köras med hjälp av ett program. Indata skulle bestå av värden som kunde lagras i rasterform såsom beskrivits i metodiken. Sedan skulle val av kemiskt ämne, koncentration, tid och geografisk utsläppspunkt matas in. Därefter skulle programmet ge en bild utav förloppet för varje cell utmed flödesvägen/arna.

Begränsningar i transportekvationen (ekvation 1)

Att ekvation 1 inte tar hänsyn till den laterala dispersiviteten medför att de framräknade koncentrationerna antar för höga värden. Freeze & Cherry (1979) menar att ekvationen därför har begränsad potential i fält.

För att nå säkrare resultat borde dispersiviteten beaktas i såväl x-, y- som z-led.

Vad hastigheten beträffar, är den beräknad enligt Darcy's lag i *en* riktning med *ett* K-värde. Grundvattenflödet är egentligen tredimensionellt och borde följaktligen beräknas med en utveckling av Darcy's lag för grundvattenflöde i tre dimensioner. Om ekvation 1 kunde modifieras så att den tog hänsyn till både dispersivitet och transporthastighet i tre dimensioner skulle den kunna användas för ett anisotropt material.

I de fall värdet av x i den komplementära felfunktionen antar ett värde högre än 3 antar felfunktionen värdet noll. Detta innebär i sin tur att koncentrationen blir noll, vilket måste tolkas som att föroreningen inte transporterats till mätpunkten vid det givna tidsintervallet. Ett längre tidsintervall med bibehållen hastighet och samma avstånd genererar ett lägre värde för x .

Således gick det inte att använda tidsfaktorn 400 år för flödesväg 2 på avståndet 30,3 meter. Först vid tiden 500 år kunde en koncentration räknas fram.

Omvänt gäller att om tidsfaktorn är stor och föroreningens hastighet hög antar täljaren i den första termen av ekvation 1 ett negativt värde. I enlighet med hur ekvation 1 fungerar kan x som lägst anta värdet noll. Ett negativt tal måste därför betraktas som att koncentrationen vid detta avstånd och tid är över hälften av initialkoncentrationen.

För flödesväg 2 på avståndet 17,7 meter antar täljaren för den första termen i ekvation 1 ett negativt värde då tidsfaktorn 1000 år används. Först vid 800 år kan en koncentration räknas fram. Följaktligen måste tidsfaktorn bestämmas utifrån föroreningens hastighet.

En förutsättning och ytterligare begränsning för ekvation 1 är att gradienten speglar det håll föroreningen sprider sig åt. Om föroreningen befinner sig i grundvattenzonen, om än nära grundvattenytan, blir denna föremål för en eventuell tryckgradient som existerar. En tryckgradient påverkar hur mycket vatten som rör sig mellan cellerna, med vilken hastighet och i vilken riktning. Detta i motsats till grundvattenytan där atmosfärstryck råder. Följaktligen är det inte säkert att föroreningen transporteras med gradienten, även om detta förmodligen är riktigt i de fall föroreningen befinner sig nära grundvattenytan.

Fördelar och problem med GIS-implementering i ekvation 1

Det finns, i ekvation 1, en del fördelar med att parametrar ingår direkt eller indirekt som rasterlager i ett GIS. Dessa är:

- Attribut till de rasterade polygonerna kan enkelt uppdateras i tabeller.

- Om nya polygoner (områden) adderas eller om befintliga tas bort kan värdena för tillhörande hydrogeologiska parametrar enkelt läggas till alternativt tas bort från tabeller.
- Genom att använda digitaliseringsverktyg i MapInfo (MapInfo Corp, 1996) kan geografiska gränser enkelt läggas till, tas bort eller flyttas.
- Rasterlagrens upplösning eller cellstorlek kan ändras beroende på storlek av område eller om det finns en tidsfaktor ur beräkningssynpunkt.
- Ekvation 1 kan tillämpas över ytor.

7.2 Beräkning av en förorenings volym och utspädning i de fall dess densitet understiger vattnets

I de fall PAH förekommer som en komponent i t.ex. bensin eller diesel understiger densiteten vattnets och föroreningen kommer följaktligen att distribueras utmed grundvattenytan. Nedan följer en kort diskussion om möjligheten att bestämma volymen och utspädningen av en sådan förorening på ett givet avstånd från utsläppskällan.

Det primära är att kartlägga de transportvägar som föroreningen tar från utsläppskällan. En metod med vilken man kan bestämma flödesdistribueringen med hjälp av ett GIS bygger på artikeln ”Estimation of Flow Distribution for Hydrological Modelling” författad av Pilesjö *et al.*, (1998). I artikeln diskuteras olika algoritmer för multipla flödesriktningar (multiple flow directions). Detta innebär att en volym kan fördelas på många lägre (i höjd) celler. Algoritmerna är framtagna med syftet att på ett mer verklighetstroget sätt återspegla den ytavrinning som sker på marken. Om vi i det här fallet låter en grundvattenyta jämföras med en impermeabel markyta skulle följaktligen de utvecklade algoritmerna kunna appliceras på en grundvattenyta lika väl som på en markyta som de var utvecklade för. (För en beskrivning av hur algoritmerna fungerar hänvisas till ovan nämnd artikel).

Förenklat gäller att ett fönster om 3x3 celler används för att urskilja hur topografin i ett område är beskaffad. I de flesta fallen är topografin antingen platt eller konkav/konvex (personlig kommunikation, Pilesjö, P., Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet, 2000). Två algoritmer används för att bestämma huvuddräneringsriktning och flödesdistribuering för de konvexa och konkava ytorna.

I de fall mittencellen klassificeras som konkav kommer flödet att distribueras åt ett håll, i huvuddräneringsriktningen. Om denna inte sammanfaller med en av de åtta grannarna måste flödet delas upp mellan två celler. Cellernas andel av flödet är proportionellt mot storleken av dess komponenter. Om mittencellen klassificeras som konvex kommer flödet distribueras till lägre (i höjd) celler proportionellt mot gradienten.

Förutsatt att utsläppets kvantitet är känd kan således volymen av föroreningen beräknas för en cell ”nedströms”. Volymen anger dock bara hur stor del av föroreningen som kommer att passera genom en given cell totalt sett och inte vid en speciell tidpunkt. Att bestämma distribueringen av en förorening är viktigt eftersom

en punkt nära utsläppskällan inte nödvändigtvis kommer att innehålla en större volym av föroreningen än en punkt längre bort.

För att få en uppfattning om den vattenmängd som kommer att tillföras samma cell kan det ackumulerade flödet beräknas. Flödesackumuleringen beräknas genom att användaren ansätter ett visst värde på den nederbörd som faller över ytan. Varje cell erhåller på det viset en lika stor del vatten. Hur vattnet sedan distribueras beror på flödesriktningen som bestäms utifrån de i Pilesjö *et al.*, (1998) framtagna algoritmerna. Med vetskap om grundvattenbildningen i området kan den ackumulerade mängden vatten för en bestämd cell beräknas. Återigen är det den totala volymen vatten som passerar cellen som beräknas.

För att kunna räkna fram en koncentration i en bestämd cell skulle det vara nödvändigt att definiera flödesvägarna för både föroreningen och vattnet i tillrinningsområdet samt deras hastigheter. För att beräkna hastigheten skulle det vara nödvändigt att uppskatta faktorer som dispersivitet, retardation och andra kemiska/fysiska faktorer av vikt, något som är svårt eftersom föroreningen ligger i gränstrakten mellan den mättade och omättade zonen. Föroreningens uppehållstid i marken är viktig eftersom den ligger till grund för bedömningen av den biologiska nedbrytning som förekommer.

7.3 Interpolationsresultat – RMS-värden

Noggrannheten blev inte tillfredsställande i någon av de beräknade ytorna. RMS-värdena var genomgående för höga oberoende av interpolationsmetod. Semivariogrammen som låg till grund för interpolationen vid Kriging var undermåliga. Sill och Range kunde endast med svårighet urskiljas. Vidare visade variogrammen en markant semivarians även på de minsta mätavstånden mellan punkter. Normalt sett är semivariansen mellan dessa punkter som lägst.

RMS-värden kan anta höga värden av en rad olika skäl. Ett par anledningar kan vara:

- Antalet analyserade punkter är för få
- Indata är för snedfördelat
- Fel inställningar av parametrar såsom avstånd (h) och sökradie används
- Den matematiska funktionen anpassas inte tillräckligt bra till punkterna
- Autokorrelationen i materialet är låg

Det förefaller klart att det är den sista punkten ovan (en låg autokorrelation) som gör sig gällande i det undersökta materialet. En ökning av antalet ingående datapunkter till 100 stycken gav ett lägre RMS-värde för samtliga interpolationsmetoder men inte i tillräckligt hög grad. Genom att ta naturliga logaritmen för värdena erhöles ytterligare lägre RMS-värden då materialet blev mindre snedfördelat. Dock visade de höga RMS-värdena för benso(a)antracen att motsatsen också gällde.

Det höga RMS-värde som räknades fram då Kriging användes med 63 datapunkter för benso(a)antracen kan förklaras med att det fanns fler punkter med högre värden (halter

> 1 mg/kg TS) än för indenol(1,2,3- cd)pyren. I de fall en punkt med hög halt används för utvärdering och hamnar i ett område med låga halter uppstår en betydande skillnad i halt. Eftersom differensen dessutom kvadreras enligt principen för hur RMS räknas fram leder detta följaktligen till ett högt RMS-värde.

Interpolation med Kriging i delområden resulterade i såväl en ökning som en minskning av RMS-värden. För att Kriging skall fungera skall ett antal av 50 till 200 datapunkter användas enligt Burrough & McDonnell (1998). I utfyllnadsområdena från 1980 och 1967 användes 40 respektive 32 punkter, vilket kan vara en förklaring till resultatet. Att semivariansen skiljde sig åt i olika riktningar kan vara ett resultat av att för få punkter använts (Burrough & McDonnell, 1998).

För både IDW och NN sjönk RMS-värdena då delområdena från 1980 och 1967 interpolerades. Båda metoderna inklusive Kriging uppvisade ett lågt RMS-värde ($\leq 0,15$) för delområdet från 1967. Förklaringen ligger förmodligen i att halterna hade en väldigt låg standardavvikelse och att antalet punkter var begränsat i antal.

En förklaring till att Kriging fungerade sämst om man ser till beräknade RMS-värden kan tillskrivas den typ av viktningsprocess som ligger till grund för interpolationen. Viktningen som bygger på beräkning av hur mycket halter i genomsnitt förändras på olika givna avstånd kan inte användas där halterna varierar högst olika även på samma avstånd. Följaktligen spelar det ingen roll hur väl man anpassar sin matematiska funktion om semivariogrammet inte stämmer.

7.4 PAH:s variation i halt på djupet

Den påtagliga minskning i halt som sker i intervallet 1 till 3 meter beror sannolikt på grundvattenytans läge och fluktuation. Grundvattenytan ligger i samtliga punkter mellan 2,1 och 3 meter under markytan (ca 0,5 till 1 m ö h). I majoriteten av punkterna ligger grundvattennivån ca 2,5 meter under markytan. Eftersom avläsningarna är gjorda i september kan man anta att grundvattnet antagit sin lägsta nivå och fluktuerar ca en halv meter uppåt under våren till en nivå på ca 2 meter under markytan. Att halten PAH inte minskar i samma utsträckning i intervallet 1,5 till 3,5 meter kan förklaras med att PAH, på 3, 5 meters djup, ständigt ligger under grundvattenytan och inte utsätts för lika stor urlakning jämfört med djupet 2 till 3 meter under markytan.

På samma sätt kan ökningen i halt i punkterna mellan djupen 3 och 5 meter förklaras. Halterna på 3 meters djup har i viss utsträckning minskat genom grundvattnets fluktuation. Däremot är halterna fortsatt höga på 5 meters djup eftersom PAH ligger permanent under vattenytan.

Den huvudsakliga, om än ringa, minskningen av PAH från 0,5 till 1 meters djup skulle kunna vara ett resultat av urlakning genom infiltration och perkolation av nederbördsvatten.

En felkälla i resultaten är att i ett flertal punkter har halterna underskridit detektionsgränsen, varvid halterna halverats och använts i analyserna. Detta innebär följaktligen att alla punkter tilldelas en viss, om än liten, mängd PAH. Något som i praktiken förmodligen inte stämmer.

Av histogrammen framgår tydligt att halten av de olika PAH varierar över djupet på ett likartat sätt. Nästan uteslutande är det i samma punkter och på samma djup som lägsta respektive högsta halten påträffas vid jämförelse av de olika PAH. Resultaten visar en stark korrelation mellan samtliga PAH i de undersökta punkterna. Undantag utgör dibens(a,h)antracen vars halt är så låg att en bedömning av korrelationen är svår att göra. Resultaten överensstämmer väl med resultaten från en liknande undersökning utförd av Weiss *et al.*, (1994), i vilken jordprover analyserades med avseende på 18 PAH. Korrelationskoefficienten i denna studie översteg 0.9 och var ofta nära 1.

Det finns en klar koppling mellan typ av fyllnadsmassa och höga halter av PAH. Enligt tabell 7 (s 53) verkar det vara huvudsakligen fyra komponenter som genererar höga halter. Dessa är tegelrester, slagg, trä och "svarta klumpar" (se nedan). Tegelrester förekommer nästan i samtliga fall antingen ensamt eller kombinerat med slagg. Tegel utgör dock ingen källa för PAH eftersom det är fråga om bränt material. Benämningen slagg förekommer frekvent varför man kan tro att denna komponent bidrar till förhöjda halter. Slagg innebär förbränningsmaterial och gjuteriavfall. Då trä ofta förekommer tillsammans med slagg är det möjligt att det senare bidrar till förhöjda halter och inte träet. Det kan dock vara en kombination av trä och slagg eller träet i sig. Träet är förmodligen impregnerat rivningsavfall. Benämningen "svarta klumpar" innebär asfaltsklumpar eller tjärrester. Matrixet består av allt från sandig lera till stenigt grus. I de punkter där materialet endast består av moränlera eller sandigt grus är halterna låga. Matrixet verkar därför vara av underordnad betydelse vid förhöjda halter.

Resonemanget ovan får stöd av den jämförelse mellan halt och fyllnadsmassa som utfördes i ytterligare ca 100 punkter i Bo01-området. I sju av tio fall innehåller fyllnadsmassan komponenter såsom skrot, plast, trä, vedrester, slagg eller asfalt. I resterande fall innehöll fyllnadsmassan vanligtvis sandig, siltig lermorän.

Även om trenden är klar bör man komma ihåg att de geologiska tolkningarna och beskrivningarna är subjektiva och kan alltså skifta beroende på vem som utfört arbetet. Detta bidrar till att öka osäkerheten i resultaten. Även vetskapen om att hänsyn inte tagits till eventuella läckage och spill av petroleumprodukter m.m. måste tas med i resultatet.

8 Sammanfattning

Detta arbete har två syften:

- Att utarbeta en metod, i vilken man kan tillämpa ett geografiskt informationssystem (GIS) för att beräkna en förorenings koncentration efter en given tid på ett visst avstånd från en kontinuerlig utsläppskälla, samt att studera de konsekvenser som följer
- Att med hjälp av GIS studera föroreningsbilden med avseende på cancerogena polyaromatiska kolväten (PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons) i Bo01-området, Västra hamnen, Malmö

Den metod som beskrivs i arbetet och som används för att beräkna koncentrationen av en förorening bygger på en i Fetter (1994) använd endimensionell transportekvation för kontinuerliga utsläpp. I ekvationen ingår direkt och indirekt ett antal hydrogeologiska parametrar. En del av dessa parametrar förekommer i metoden som rasterade lager i ett GIS. Mellan lagrena kan sedan olika matematiska operationer utföras.

Att i metoden använda sig av ett GIS medför en del fördelar, bl.a. att koncentrationen av en förorening kan beräknas över en yta med olika tidsintervall och avstånd till utsläppskällan. Vidare kan attribut (t.ex. konduktivitet, porositet etc.) till de rasterade lagrena enkelt uppdateras i tabeller. I de fall områden måste läggas till eller tas bort kan tabeller med värden för tillhörande hydrogeologiska parametrar enkelt uppdateras. Geografiska gränser kan enkelt flyttas, tas bort eller läggas till med digitaliseringsverktyg.

Koncentrationen PAH beräknades i två punkter utmed två olika flödesvägar. Vid ett kontinuerligt utsläpp borde halten vid samma tid vara högre nära utsläppskällan jämfört med längre bort utmed en flödesväg, vilket resultatet (med ett undantag) också visade.

Resultaten visade också att för punkter på samma avstånd från utsläppskällan ökar koncentrationen då tiden från utsläppstillfället ökar.

Användbarheten av den endimensionella ekvationen visade sig vara begränsad. För en del tidsintervall fungerade ekvationen inte ur beräkningssynpunkt. Förorenings hastighet fick ligga till grund för vilket tidsintervall som skulle användas i ekvationen. Att varken den laterala dispersiviteten (utspädning med icke kontaminerat vatten) eller grundvattenflödet i tre dimensioner kunde beaktas innebar självklart ytterligare

begränsningar och därmed osäkerheter i beräkningarna. Retardationen (uppbromsning genom exempelvis fastläggning) av PAH bidrog till att sänka transporthastigheten flera tiopotenser, vilket föranledde att väldigt långa tidsintervall fick användas.

Det faktum att värdena för konduktivitet och porositet uppskattats i det undersökta området tillsammans med de begränsningar som finns i ekvationen gör att osäkerheten i resultaten är hög.

I de fall PAH finns som en komponent i t.ex. bensin gäller inte den i arbetet utvecklade metoden eftersom föroreningen kommer att transporteras utmed grundvattenytan. En del i diskussionen belyser möjligheten att implementera GIS för att beräkna mängden PAH och vatten som totalt sett passerar en bestämd punkt. Resonemanget bygger på att flödesriktning och flödesackumulering kan bestämmas på ett så realistiskt sätt som möjligt, vilket skedde i enlighet med vad som står i en artikel skriven av Pilesjö *et al.*, (1998).

En stor del av arbetet behandlar PAH i Bo01-området. Med hjälp av GIS analyserades befintliga data som finns att tillgå i Malmö GeoAtlas. Vidare studerades samband mellan uppmätta halter och typ av fyllnadsmassor och grundvattenytans läge. Följande hypoteser testades:

- PAH kommer att anta sina lägsta värden i det intervall där grundvattenytan fluktuerar.
- PAH kommer att anta högre värden i den mättade zonen och i det översta marklagret av den omättade zonen.
- Halten av olika PAH varierar i olika punkter på ett likartat sätt.
- Högst halter PAH borde kunna påvisas i områden där fyllnadsmassan innehåller asfaltsrester, gjuteriavfall och impregnerat trä.

Det var ursprungligen tänkt att interpolerade koncentrationsytor skulle ligga till grund för de analyser som skulle utföras. Emellertid visade det sig att felet i de interpolerade ytorna blev för stora, vilket medförde att punktvärden fick användas.

Den höga variation i halt mellan kända punkter som förekommer i Bo01- området är förmodligen ett resultat av att området är uppbyggt av olika typer av fyllnadsmassor. Även inom delområden är variationen i halt mellan kända punkter hög. En ökning av antalet ingående datapunkter från 63 till 100 innebar i de flesta fallen att felet i de interpolerade ytorna reducerades med ca en tiondel. Att ta naturliga logaritmen för värdena gav ett mindre snedfördelat material och resulterade därför i en generell minskning av interpolationsfelet. Resultaten visade också motsatsen, det vill säga att interpolationsfelet även kan öka vid logaritmering. I utfyllnadsområdet från 1967 beräknades de lägsta interpolationsfelet. Resultaten visar att avståndsviktad medelvärdesinterpolation är den metod som ger bäst resultat för det material som undersöktes, följt av Natural Neighbourhood och Kriging.

Alla fyra hypoteser fick stöd i de undersökningar som genomfördes. Upprättade histogram visade att halten för varje individuellt PAH varierade på ett likartat sätt och ungefär lika mycket i djupled.

Ett svagt samband kunde urskiljas mellan grundvattnets nivå och fluktuation och halten PAH. I de nivåer där grundvattnet fluktuerar upp och ner sker en urlakning som sannolikt minskar halten PAH i varierande utsträckning. Ett exempel är den kraftiga minskning som sker mellan djupen 1 och 3 meter under markytan. Den generella ökningen i halt i intervallet 3 till 5 meter kan tyda på att halterna stabiliserats på det senare djupet som ligger permanent under grundvattenytan. Detta till skillnad mot halterna i intervallet 1 till 3 meter som i viss utsträckning utsatts för urlakning.

Ett tydligt samband finns mellan typ av fyllnadsmassa och halten PAH. Framst är det asfalt- och tjärrester, slagg, trä och vedrester som verkar generera höga halter medan matrixets sammansättning verkar vara av underordnad betydelse. Resultatet måste tolkas som att nämnda komponenter kan vara av betydelse, men möjligheten att det rör sig om enbart spill av olja, bensin, läckage av kreosot o.s.v. eller en kombination, kvarstår.

Tack

Ett stort tack till mina handledare Petter Pilesjö på Naturgeografiska Institutionen och Peter Rothstein på VBB VIAK AB, Malmö. Jag vill även tacka Charlotte Jönsson, VBB VIAK AB, Malmö för givande diskussioner.

Referenser

Bengtsson, L., 1997. *Hydrologi – teori och processer*, Svenska Hydrologiska Rådet, Institutionen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Universitet, kap 3-6.

Bengtsson, M-L., 1996. *Hydrogeologisk sårbarhetsklassificering som verktyg i kommunal planering*, Göteborg: : Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen (Publ. A 81), Licentiatuppsats, s. 23-50.

Boffetta, P., Jourenkova, N. & Gustavsson, P., 1997. *Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons*, Cancer, Causes and Control, Vol 8, nr 3, s. 444-472.

Burrough, P & McDonnell, R., 1998. *Principal of Geographical Information Systems*, Oxford University Press Inc., New York, s. 98-161.

Eklundh, L., 1999. *Interpolation*, Ed. Eklundh, L., Geografisk Informationsbehandling - metoder och tillämpningar, Bygghörsningsrådet, Stockholm, s. 177-192.

Fetter, C.W., 1994. *Applied Hydrology*, Prentice-Hall, Inc., New Jersey, s. 453-472.

Freeze, R.A. & Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*, Prentice-Hall, Inc., New Jersey, s. 14-139, 383-456.

Grahn, L. & Malaga-Starzec, K., 1997. *Geostatistik och GIS som beslutsstöd vid projektering av vägar och järnvägar samt hydrogeologisk riskanalys i projekteringsarbetet*, Göteborg: : Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen (Publ. B 448), s. 52.

Grip, H. & Rodhe, A., 1994. *Vattnets väg från regn till bäck*, Forskningsrådets Förlagstjänst, Uppsala, s. 21-50.

Hagberg, T., 1994. *Hydrogeologisk modell av Skallsjö, Lerums Kommun, samt en litteraturstudie av vägförorening*, Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen (Publ. B 403), s. 9-16.

Hawkins, W.E., Walter, W.W. & Overstreet, R.M., 1995. *Carcinogenity tests using aquarium fish*, s. 421-446 ur Rand, G.M., (Ed.) *Fundamentals of Aquatic Toxicology – Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*, Ecological Services Inc., North Palm Beach, Florida.

Jones, K., 1991. *Contaminant Trends in Soils and Crops*, Environmental Pollution, Vol 69, s. 311-325.

Kochany, J. & Maguire R.J., 1994. *Abiotic transformations of polynuclear aromatic hydrocarbons and polynuclear aromatic nitrogen heterocycles in aquatic environments*, *Total Environ*, Vol 144, s 17-31.

Lindh, G. & Falkenmark, M., 1979. *Hydrologi - En inledning till vattenresursläran*, Studentlitteratur, s. 194-209.

MapInfo Corp, 1996. *MapInfo Professional*, Version 4.1, Troy, New York, U.S.A.

MapInfo Corp, 1999. *Vertical Mapper for MapInfo Professional*, Version 2.5 User Guide, Nepean, Ontario, Canada, kap 3.

Mercer, J., Skipp, D & Giffin, D., 1990. *Basics of Pump-and-Treat Ground-Water Remediation Tehnology*, GeoTrans, Inc, Herndon, Virginia, U.S.A.

Möller, P, 1998. *Grundläggande jordmekanik – jordbyggnad*, GEL541-2: Byggnadsgeologi.

Pilesjö, P., Zhou, Q. & Harrie, L., 1998. *Estimating Flow Distribution over Digital Elevation Models Using a Form-Based Algorithm*. *Journal of Geographical Information Science*. Vol 4, No 1-2, s 44-51.

Sanders, G., Jones, K & Hamilton-Taylor., 1993. *A simple method to assess the susceptibility of polynuclear aromatic hydrocarbons to photolytic hydrocarbons to photolytic decomposition*, *Atmospheric Environment*, Vol 27A, s. 139-144.

Wild, S & Jones, K., 1995. *Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget*, *Environmental Pollution*, Vol 88, s. 91-108.

VBB VIAK AB, 1998. *Markundersökning Kv Bilen, Lägesrapport 2*, Malmö stad, Fastighetskontoret, s 8, (rapport daterad 1998-11-27).

VBB VIAK AB, 1999a. *Fastigheten Bilen 4 m.fl. Miljöstatus, åtgärdsbehov och åtgärdsförslag*, Malmö stad, Fastighetskontoret, s 10.2, (Rapport författad av Englöv, P., VBB VIAK AB, Malmö, daterad 1999-04-29).

VBB VIAK AB, 1999b. *Bo01 – Området, Västra hamnen – Kontroll och hantering av förorenad jord i samband med schakt- och fyllningsarbeten*, Malmö stad, Fastighetskontoret, s 1-7, daterad 1999-09-15.

VBB VIAK AB, 2000a. Modifierad av Lalloo, D. Material taget ur Malmö GeoAtlas, VBB VIAK AB, Malmö.

Weiss, P., Riss, A., Gschmeidler, E. & Schentz, H., 1994. *Investigation of heavy metal, PAH, PCB patterns and PCDD/F profiles of soil samples from an industrialized urban area (Linz, upper Austria) with multivariate statistical methods*, *Chemosphere*, Vol 29, s. 2223-2236.

9 Appendix

Appendix 1

Totalt finns 288 provpunkter som analyserats med avseende på PAH i Västra hamnen. Tabellen visar i hur många punkter provtagning skett på olika djup samt vilka djup som slagits samman.

| Djup (meter från markytan) | Antal Punkter | Samman- slagning |
|----------------------------------|------------------|---------------------|
| 0,1 | 24 | |
| 0,35 | 9 | |
| 0,5 | 32 | |
| 0,6 | 78 | |
| 0,7 | 1 | |
| 0,75 | 1 | |
| 0,85 | 2 | |
| 0,9 | 12 | |
| 1,0 | 158 | |
| 1,5 | 88 | |
| 1,75 | 1 | |
| 2,0 | 31 | |
| 2,05 | 3 | |
| 2,5 | 16 | |
| 3,0 | 29 | |
| 3,3 | 1 | |
| 3,5 | 56 | |
| 4,0 | 9 | |
| 5,0 | 30 | |
| 5,225 | 1 | |
| 5,25 | 1 | |
| 5,3 | 1 | |
| 5,5 | 18 | |
| 5,65 | 1 | |
| 5,75 | 1 | |
| 6,5 | 2 | |

Appendix 2

Deskriptiv analys av halter för Indenol(1,2,3-cd)pyren inom olika delområden. Se även figur nästa sida.

| del- områden och djup | varians | SD | medel- värde | median | min | max | antal pkt | intervall |
|-----------------------------|----------|----------|-----------------|--------|------|------|-----------|-----------|
| djup 0.5 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.23 | 0.4796 | 0.2907 | 0.35 | 0.02 | 1.9 | 13 | 1.88 |
| pol 2 | 0.379 | 0.6157 | 0.47 | 0.16 | 0.01 | 2.4 | 31 | 2.39 |
| pol 3 | 0.00211 | 0.045977 | 0.41666 | 0.02 | 0.01 | 0.14 | 6 | 0.13 |
| pol 4 | 0.0321 | 0.179166 | 0.163214 | 0.095 | 0.01 | 0.71 | 28 | 0.7 |
| pol 5 | 0.405223 | 0.63657 | 0.316364 | 0.12 | 0.01 | 2.3 | 11 | 2.29 |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 89 | |
| djup 1 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.12369 | 0.35169 | 0.3915 | 0.335 | 0.02 | 1.8 | 26 | 1.78 |
| pol 2 | 0.38033 | 0.6167 | 0.50524 | 0.47 | 0.02 | 3.2 | 61 | 3.18 |
| pol 3 | 0.01183 | 0.108766 | 0.10136 | 0.07 | 0.01 | 0.38 | 22 | 0.37 |
| pol 4 | 0.15499 | 0.024021 | 0.148636 | 0.17 | 0.01 | 0.74 | 44 | 0.73 |
| pol 5 | 26.2549 | 5.1239 | 2.754 | 0.24 | 0.04 | 13 | 5 | 12.96 |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 158 | |
| djup 1.5 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.01479 | 0.12169 | 0.17375 | 0.115 | 0.03 | 0.41 | 8 | 0.38 |
| pol 2 | 0.23164 | 0.48129 | 0.392632 | 0.2 | 0.06 | 2.2 | 19 | 2.14 |
| pol 3 | 0.08724 | 0.295376 | 0.36833 | 0.325 | 0.05 | 1.84 | 6 | 0.79 |
| pol 4 | 0.077638 | 0.278636 | 0.230769 | 0.1 | 0.02 | 1.1 | 26 | 1.08 |
| pol 5 | 0.118151 | 0.34373 | 0.24222 | 0.11 | 0.05 | 1.2 | 9 | 1.15 |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 68 | |
| djup 3 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.028218 | 0.167984 | 0.2175 | 0.16 | 0.06 | 0.49 | 4 | 0.43 |
| pol 2 | 0.172284 | 0.415071 | 0.24222 | 0.1 | 0.01 | 1.4 | 9 | 1.39 |
| pol 3 | - | - | - | - | 0.32 | - | 1 | - |
| pol 4 | 0.001591 | 0.039896 | 0.055 | 0.035 | 0.02 | 0.12 | 6 | 0.1 |
| pol 5 | 0.0016 | 0.04 | 0.08 | 0.08 | 0.04 | 0.12 | 2 | 0.08 |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 22 | |
| djup 3.5 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.025355 | 0.15923 | 0.29333 | 0.29 | 0.1 | 0.49 | 3 | 0.39 |
| pol 2 | 0.10691 | 0.32696 | 0.48583 | 0.4 | 0.1 | 1.2 | 12 | 1.1 |
| pol 3 | 0.16438 | 0.40544 | 0.444 | 0.26 | 0.04 | 1.2 | 5 | 1.16 |
| pol 4 | 0.0337 | 0.18358 | 0.13388 | 0.07 | 0.02 | 0.82 | 18 | 0.8 |
| pol 5 | 0.08639 | 0.29393 | 0.2462 | 0.075 | 0.02 | 0.85 | 8 | 0.83 |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 46 | |

| del- områden och djup | varians | SD | medel- värde | median | min | max | antal pkt | intervall |
|--------------------------------------|----------------|-----------|-------------------------|---------------|------------|------------|------------------|------------------|
| djup 5 | | | | | | | | |
| pol 1 | 0.139569 | 0.37359 | 0.4775 | 0.43 | 0.15 | 1.1 | 4 | 0.95 |
| pol 2 | 0.23514 | 0.48491 | 0.4455 | 0.28 | 0.03 | 1.5 | 9 | 1.47 |
| pol 3 | | | | 0.23 | 0.23 | | 1 | |
| pol 4 | 0.114 | 0.33764 | 0.37 | 0.285 | 0.02 | 0.85 | 6 | 0.83 |
| pol 5 | 0 | 0 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 2 | |
| Samtliga delomr. | | | | | | | 22 | |

Delområden



Lunds Universitets Naturgeografiska Institution - Seminarieuppsatser

Uppsatserna finns tillgängliga på Geobiblioteket, Sölvegatan 13, 223 62 LUND.

The reports are available at the Geolibrary, Department of Physical Geography, Lund University, Sölvegatan 13, S-223 62 Lund, Sweden.

1. **Pilesjö, P.** (1985): Metoder för morfometrisk analys av kustområden.
2. **Ahlström, K. & Bergman, A.** (1986): Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.
3. **Huseid, A.** (1986): Stormfällning och dess orsakssamband, Söderåsen, Skåne
4. **Sandstedt, P. & Wällstedt, B.** (1986): Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.
5. **Johansson, K.** (1986): En lokalklimatisk temperaturstudie på Kungsmarken, öster om Lund.
7. **Estgren, C.** (1987): Isälvsstråket Djurfälla-Flädermo, norr om Motala.
7. **Lindgren, E. & Runnström, M.** (1987): En objektiv metod för att bestämma läplanterings läverkan.
8. **Hansson, R.** (1987): Studie av frekvensstyrd filtringsmetod för att segmentera satellitbilder, med försök på Landsat TM-data över ett skogsområde i S. Norrland.
9. **Mathiesen, N. & Snäll, M.** (1988): Temperatur och himmelsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
- 10A. **Nilsson, S.** (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
- 10B. **Nilsson, G.**, 1988: Isförhållande i södra Öresund.
11. **Tunving, E.** (1989): Översvämning i Murcia provinsen, sydöstra Spanien, november 1987.
12. **Glave, S.** (1989): Termiska studier i Malmö med värmebilder och konventionell mätutrustning.
13. **Mjölbo, Y.** (1989): Landskapsförändringen - hur skall den övervakas?
14. **Finnander, M-L.** (1989): Vädrets betydelse för snöavsmältningen i Tarfaladalen.
15. **Ardö, J.** (1989): Samband mellan Landsat TM-data och skogliga beståndsdata på avdelningsnivå.
16. **Mikaelsson, E.** (1989): Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning.
17. **Nilén, C.** (1990): Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå.
18. **Brasjö, C.** (1990): Geometrisk korrektion av NOAA AVHRR-data.
19. **Erlandsson, R.** (1991): Vägbanetemperaturer i Lund.
20. **Arheimer, B.** (1991): Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Lokalisering och åtgärdsförslag.
21. **Andersson, G.** (1991): En studie av transversal moräner i västra Småland.
- 22A. **Skillius, Å.**, (1991): Water harvesting in Bakul, Senegal.
- 22B. **Persson, P.** (1991): Satellitdata för övervakning av höstsådda rapsfält i Skåne.
23. **Michelson, D.** (1991): Land Use Mapping of the That Luang Salakham Wetland, Lao PDR, Using Landsat TM-Data.
24. **Malmberg, U.** (1991): En jämförelse mellan SPOT- och Landsatdata för vegetationsklassning i Småland.
25. **Mossberg, M. & Pettersson, G.** (1991): A Study of Infiltration Capacity in a Semi-arid Environment, Mberengwa District, Zimbabwe.
26. **Theander, T.** (1992): Avfallsupplag i Malmöhus län. Dränering och miljöpåverkan.
27. **Osaengius, S.** (1992): Stranderosion vid Löderups strandbad.
28. **Olsson, K.** (1992): Sea Ice Dynamics in Time and Space. Based on upward looking sonar, satellite images and a time series of digital ice charts.
29. **Larsson, K.** (1993): Gully Erosion from Road Drainage in the Kenyan Highlands. A Study of Aerial Photo Interpreted Factors.
30. **Richardson, C.** (1993): Nischbildningsprocesser - en fältstudie vid Passglaciären, Kebnekaise.
31. **Martinsson, L.** (1994): Detection of Forest Change in Sumava Mountains, Czech Republic Using Remotely Sensed Data.
32. **Klintenberg, P.** (1995): The Vegetation Distribution in the Kärkevage Valley.
33. **Hese, S.** (1995): Forest Damage Assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest Inventory data.

- 34. Josefsson, T. och Mårtensson, I.** (1995). A vegetation map and a Digital Elevation Model over the Kapp Linné area, Svalbard -with analyses of the vertical and horizontal distribution of the vegetation
- 35. Brogaard, S och Falkenström, H.** (1995). Assessing salinization, sand encroachment and expanding urban areas in the Nile Valley using Landsat MSS data.
- 36. Krantz, M.** (1996): GIS som hjälpmedel vid växtskyddsrådgivning.
- 37. Lindegård, P.** (1996). VINTERKLIMAT OCH VÅRBAKSLAG. Lufttemperatur och kådflödessjuka hos gran i södra Sverige.
- 38. Bremborg, P.** (1996). Desertification mapping of Horqin Sandy Land, Inner Mongolia, by means of remote sensing.
- 39. Hellberg, J.** (1996). Förändringsstudie av jordbrukslandskapet på Söderslätt 1938-1985
- 40. Achberger, C.** (1996): Quality and representability of mobile measurements for local climatological research.
- 41. Olsson, M.** (1996): Extrema lufttryck i Europa och Skandinavien 1881-1995
- 42. Sundberg, D.** (1997): En GIS-tillämpad studie av vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.
- 43. Liljeberg, M.** (1997): Klassning och statistisk separabilitetsanalys av marktäckningsklasser i Halland, analys av multivariata data Landsat TM och ERS-1 SAR.
- 44. Roos, E.** (1997): Temperature Variations and Landscape Heterogeneity in two Swedish Agricultural Areas. An application of mobile measurements.
- 45. Arvidsson, P.** (1997): Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO₂ under vegetationsperioden i norra Tjeckien.
- 46. Akselsson, C.** (1997): Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien.
- 47. Carlsson, G.** (1997): Turbulens och supraglacial meandering.
- 48. Jönsson, Camilla.** (1998): Multitemporala vegetationsstudier i nordöstra Kenya med AVHRR NDVI.
- 49. Kolmert, Susanne.** (1998): Evaluation of a conceptual, semi-distributetd hydrological model : a case study of Hörbyån.
- 50. Persson, Andreas.** (1998): Kartering av markanvändning med meteorologisk satellitdata för förbättring av en atmosfärisk spridningsmodell.
- 51. Andersson, Ulrika och Nilsson, Daniel.** (1998): Distributed hydrological modelling in a GIS perspective : an evaluation of the MIKE SHE model.
- 52. Andersson, Kristin och Carlstedt, Jenny.** (1998): Different GIS and remote sensing techniques for detection of changes in vegetation cover : a MFS study in Nam Ngum and Nam link catchment areas in the Lao PDR.
- 53. Andersson, Jenny** (1999): Användning av globala satellitdata för uppskattning av spannmålsproduktion i västafrikanska Sahel.
- 54. Flodmark, Anders Erik** (1999): Urban geographic information systems : the city of Berkely Pilot GIS.
- 55A. Lyborg, Jessica & Thurffjell, Lilian.** (1999): Forest damage, water flow and digital elevation models : a case study of the Krkonose National Park, Czech Republic.
- 55B. Tagesson, Isabel och Wramneby, Anna.** (1999): Kväveläckage inom Tolångaåns dräneringsområde : modellering och åtgärdssimulering.
- 56. Almqvist, Esben** (1999): Högfrekventa tryckvariationer under de senaste århundradena.
- 57. Alstorp, P. & Johansson, T.** (1999): Översiktlig buller- och luftföroreningsinventering i Burlövs kommun år 1994 med hjälp av geografiska informationssystem : möjligheter och begränsningar.
- 58. Mattsson, Fredrik** (1999): Analys av molnklotter inom det termala infraröda våglängdsområdet med IRST-data.
- 59. Hallgren, Lisa och Johansson, Anna** (1999): Analysing land cover changes in the Caprivi Strip, Namibia, using Landsat TM and Spot XS imagery.
- 60. Granhäll, Thomas** (1999): Aerosolers dygnsvariationer och långväga transporter.
- 61. Kjellander, Carin** (1999): Variations in the energy budget above growing wheat and barley, Ilstorp 1998 : a gradient-profile approach.
- 62. Moskvitina, Marianna** (1999): GIS as a tool for environmental impact assessment : a case study of EIA implementation for the road building project in Strömstad, Sweden.
- 63. Eriksson, Helena** (1999): Undersökning av sambandet mellan strålningstemperatur och NDVI i Sahel.
- 64. Almqvist, Bodil & Lundström, Josefine** (2000): The utility of NOAA AVHRR data for vegetation studies in semi-arid regions : a minor field study in the Hoanib Catchment of Namibia.
- 65. Wickberg, Jimmy** (2000): GIS och statistik vid dräneringsområdesvis kväveläckagebeskrivning i Halland.

- 66. Johansson, Margareta** (2000): Climate conditions required for re-glaciation of cirques in Rassepautasjtjåkka massif, northern Sweden.
- 67. Asserup, Per & Eklöf, Martin** (2000): Estimation of the soil moisture distribution in the Tamne River Basin, Upper East Region, Ghana.
- 68. Thern, Jonas** (2000): Markvattenhalt och temperatur i sandig jordbruksmark vid Ilstorp, centrala Skåne : en mättnings- och modelleringsstudie.
- 69. Andersson, Claes & Lagerström, Malin** (2000): Nitrogen leakage from different types : a comparison between the watersheds of Graisupis and Vardas, Lithuania.
- 70. Svensson, Magnus** (2000): Miljökonsekvensbeskrivning med stöd av geografiska informationssystem (GIS) : bullerstudie kring Malmö-Sturup flygplats.
- 71. Hyltén, Annika H & Ugglå, Eva** (2000): Rule-based land cover classification and erosion risk assessment of the Krkonose National Park.
- 72. Cronquist, Lova & Elg, Sofia** (2000): The usefulness of coarse resolution satellite sensor data for identification of biomes in Kenya.
- 73. Rasmusson, Anna-Karin** (2000): En studie av landskapsindex för kvantifiering av rumsliga landskapsmönster.
- 74. Olofsson, Pontus & Stenström, Richard** (2000): Estimation of leaf area index in southern Sweden with optimal modelling and Landsat 7 ETM+Scene.
- 75. Ugglå, Henrik** (2000): En analys av nattliga koldioxidflöden i en boreal barrskog anseende spatial och temporal variation.
- 76. Andersson, Elisabet & Andersson, Sofi** (2000): Modellerade och uppmätta kväveflöden i energiskog som bevattnas med avloppsvatten.
- 77. Dawidson, Elisabeth & Nilsson, Cecilia** (2000): Soil organic carbon in Upper East Region, Ghana : measurements and modelling.
- 78. Bengtsson, Marianne** (2000): Vattensänkningar : en analys av orsaker och effekter.
- 79. Ullman, Mattias** (2000): El Niño southern oscillation och dess atmosfäriska fjärrpåverkan.
- 80. Andersson, Agneta** (2000): The wind climate of northwestern Europe in SWECLIM regional climate scenarios.
- 81. Laloo, David** (2001): Geografiska informationssystem för studier av polyaromatiska kolväten (PAH) - Undersökning av djupvariation i BO01-området, Västra hamnen, Malmö, samt utveckling av en matematisk formel för beräkning av PAH-koncentrationer från ett kontinuerligt utsläpp.
- 82. Almqvist, Jonas & Fergéus, Jenny** (2001): GIS-implementation in Sri Lanka, GIS applications in Hambantota district - a case study -, GIS in socio-economic planning - a case study-.
- 83. Bertsson, Anna.** (2001): Modellering av reflektans från ett sockerbetsbestånd med hjälp av en strålningsmodell .